

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

TOMO I – Contextualização Diagnóstico de Danos

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

TOMO I – Contextualização Diagnóstico de Danos

Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Maio/2020



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

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

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

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

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

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

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

Carlos Alberto Alves	Historiador	Patrimônio Arqueológico
Ianthe Silva	Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Letícia Ribeiro da Silva	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Lucas de P. Souza Trancoso	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Luciana Bozzo Alves	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Luiz Antonio Queiroz Pacheco	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Matilde A. Alves de Barros	Historiadora	Patrimônio Arqueológico
Paulo F. Bava de Camargo	Dr. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Roberto Faini Baracho	Mergulhador	Patrimônio Arqueológico
Sheila Silva	Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Thais Pereira Rocha	Assistente de Pesquisa	Patrimônio Arqueológico
Devanir José de Oliveira Júnior	Historiador	Patrimônio Arqueológico e Material
Everaldo Cristiano da Silva	Arquiteto	Patrimônio Cultural Material
Rodrigo Silva	Dr. Historiador	Patrimônio Cultural Material
Enrico Spaggiari	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
José Agnello Alves Dias de Andrade	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
José Guilherme Cantor Magnani	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Leslie Lopes Sandes	Cientista Social	Patrimônio Cultural Imaterial
Mariana Hangai Vaz Guimarães Nogueira	Cientista Social	Patrimônio Cultural Imaterial
Mariana Luiza Fiocco Machini	MSc. Antropóloga	Patrimônio Cultural Imaterial
Michel de Paula Soares	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Rodrigo Valentim Chiquetto	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Yuri Bassichetto Tambucci	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
EQUIPE DE CAMPO		
Rômulo Henrique Santos Correa	Técnico em hidrologia	Águas superficiais e sedimentos
Fernando Figueiredo Laabs	Técnico em hidrologia	Águas superficiais e sedimentos
Adilson José de Lara	Hidrometrista	Águas superficiais e sedimentos
Edson Haruo Yoshizumi	Técnico	Águas superficiais e sedimentos
Fernando Gonçalves Opalinski	Técnico em eletrônica	Águas superficiais e sedimentos
Rafael Santos	Biotecnólogo	Águas superficiais e sedimentos
Helen Sadauskas Henrique	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	Ecotoxicologia
Sabrina Loise de Moraes Calado	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Lygia Segal Nogueira	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia

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

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

ESTAGIÁRIOS

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

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

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Doce, com destaque para o caminho percorrido pela lama de rejeitos.....	48
Figura 2 – Localização dos empreendimentos hidrelétricos e respectivos reservatórios instalados na calha do rio Doce, no trecho percorrido pela lama de rejeitos.....	49
Figura 3 – Localização das estações pluviométricas e situação da série temporal no período pós-desastre.....	60
Figura 4 – Anomalias de precipitação de novembro de 2015.....	61
Figura 5 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de novembro de 2015.....	61
Figura 6 – Anomalias de precipitação de dezembro de 2015.....	62
Figura 7 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de dezembro de 2015.....	62
Figura 8 – Anomalias de precipitação de janeiro de 2016.....	63
Figura 9 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de janeiro de 2016.....	64
Figura 10 – Precipitações acumuladas de todos os meses de janeiro da estação 1943025: série temporal de precipitações acumuladas (azul), média de longo período (verde), maior TR atingida no período pós-desastre (vermelho), TR do maior valor da série temporal (preto) – linhas preta e vermelha coincidentes neste caso.....	64
Figura 11 – Anomalias de precipitação de fevereiro de 2016.....	65
Figura 12 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de fevereiro de 2016.....	65
Figura 13 – Anomalias de precipitação de junho de 2016.....	66
Figura 14 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de junho de 2016.....	67
Figura 15 – Anomalias de precipitação de abril de 2017.....	67
Figura 16 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de abril de 2017.....	68
Figura 17 – Anomalias de precipitação de fevereiro de 2018.....	68
Figura 18 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de fevereiro de 2018.....	69
Figura 19 – Localização das estações fluviométricas e situação da série temporal no período pós-desastre.....	71
Figura 20 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56425000.....	72
Figura 21 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56539000.....	72
Figura 22 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56719998.....	73
Figura 23 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56850000.....	73
Figura 24 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56920000.....	74
Figura 25 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56994500.....	74
Figura 26 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56425000.....	76
Figura 27 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56539000.....	77

Figura 28 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56719998.	78
Figura 29 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56850000.	78
Figura 30 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56920000.	79
Figura 31 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56994500.	79
Figura 32 – Mapa de localização das Minas Alegria e do Complexo de Barragens de Germano, antes do desastre.	81
Figura 33 – Gráfico da altura da onda de lama entre Fundão e a UHE Risoleta Neves.	82
Figura 34 – Fotografia panorâmica da cava da barragem de Fundão em 03/05/2017.	83
Figura 35 – Noção antropológica de desastre.	87
Figura 36 – Modelo conceitual de origem dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão.	89
Figura 37 – Modelo conceitual de causas dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão para as origens “Ações mecânicas” e “Interações físicas, químicas e/ou biológicas”	90
Figura 38 – Modelo conceitual de causas dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão para as origens “Ações emergenciais” e “Ações reparatórias”	91
Figura 39 – Esquema da divisão por ambientes adotados no diagnóstico.	95
Figura 40 – Desenho esquemático dos compartimentos adotados no diagnóstico ao longo dos rios afetados pelo desastre.	96
Figura 41 – Mapa da divisão por compartimentos adotada no diagnóstico.	97
Figura 42 – Esquema de atributos de classificação dos danos socioambientais advindos do desastre.	98
Figura 43 – Representação esquemática simplificada para comparação dos sistemas ICP-OES e ICP-MS.	103
Figura 44 – Imagem orbital do Quadrilátero Ferrífero.	111
Figura 45 – Coluna estratigráfica das sequências supracrustais do Quadrilátero Ferrífero.	112
Figura 46 – Mapa geológico simplificado do Quadrilátero Ferrífero.	113
Figura 47 – Tipos representativos das amostras analisadas.	116
Figura 48 – Localização da amostragem dos hematititos e itabiritos analisados marcados em quadrados brancos e círculos pretos.	118
Figura 49 – Gráfico mostrando a distribuição média de óxidos (% em peso) nas formações ferríferas analisadas.	120
Figura 50 – Distribuição dos valores médios (ppm) de elementos traços nas formações ferríferas. A curva azul é para a amostra de hematitito e a rosa para itabiritos. A curva amarela mostra a relação crescente dos números atômicos da direita para a esquerda.	121
Figura 51 – Localização dos pontos de coleta de rocha da Mina Alegria Norte (MAN) e Mina Alegria Sul (MAS).	125

Figura 52 – Histogramas dos teores obtidos pelo método de ICP-MS das rochas do Complexo Alegria	127
Figura 53 – Mapa Geológico da região do Complexo Alegria – Samarco.....	128
Figura 54 – Localização dos pontos de coleta de sedimentos <i>background</i>	129
Figura 55 – Moinhos de bolas para moagem primária e secundária (a) e maquinário para o processo de flotação (b). Planta 4 – Samarco.....	132
Figura 56 – Mineroduto da Samarco, na unidade de Germano	133
Figura 57 – Imagem obtida do Google Earth e adaptada pelo autor para ilustrar as seções e as áreas em que foram planejadas as amostragens de rejeito para a caracterização físico-química.....	136
Figura 58 – Pontos de coleta de material para a caracterização físico-química preliminar do rejeito nos reservatórios de Germano (01, 02 e 03), Fundão (04) e no trecho entre barragem de Fundão e de Santarém (5)	138
Figura 59 – Pontos de coleta de rejeito barrado nos reservatórios de Germano e de Fundão	139
Figura 60 – Pontos de coleta de rejeito sedimentado no trecho entre barragem de Fundão e de Santarém.....	139
Figura 61 – Pontos de coleta de rejeito depositado no trecho entre Santarém e a UHE Risoleta Neves (campanhas 4 e 5)	141
Figura 62 – Registro fotográfico das coletas de amostras deformadas e indeformadas de rejeito, realizadas em meados de julho de 2017, nas barragens de Germano (a-c), Fundão (d) e Santarém (e).....	143
Figura 63 – Registro fotográfico das coletas de amostras de rejeito depositado, realizadas em maio de 2019, na UHE Risoleta Neves (a) e em Barra Longa (b).	144
Figura 64 – Representação gráfica dos resultados de FRX do rejeito barrado, coletado nas Campanhas 1 e 2.	157
Figura 65 – Representação gráfica dos resultados de ICP-MS (média) dos rejeitos barrado e depositado, coletado nas Campanhas 1 a 5 (realizadas entre julho de 2017 e maio de 2019). 159	
Figura 66 – Representação gráfica dos resultados de ICP-MS (mediana) dos rejeitos barrado e depositado, coletado nas Campanhas 1 a 5 (realizadas entre julho de 2017 e maio de 2019). 159	
Figura 67 – Articulação Ortoimagens Orbitais referente ao período pós-desastre (T1).	177
Figura 68 – Articulação Ortoimagens Orbitais referente ao período pós-desastre (T2).	177
Figura 69 – Articulação Ortoimagens Aerofotogramétricas.	178
Figura 70 – Área de abrangência das curvas de nível.	179
Figura 71 – Área de abrangência do MDT.	180
Figura 72 – Pontos de pico de onda de lama levantados em campo.	181
Figura 73 – Exemplo de local onde foram levantados pontos de pico de onda da lama.	181
Figura 74 – Distribuição dos Pontos utilizados na validação das ortoimagens orbitais.	183
Figura 75 – Discrepâncias dos pontos avaliados, relativos as ortoimagens orbitais referentes ao período pós-desastre (T1).	184

Figura 76 – Discrepâncias dos pontos avaliados, relativos as ortoimagens orbitais referentes ao período pós-desastre (T2).....	184
Figura 77 – Pontos de pico de onda de lama projetados e pontos gerados ao longo do rio, com cota Z interpolada.....	185
Figura 78 – Seções transversais criadas ao longo do rio e polígonos parciais gerados.....	185
Figura 79 – Fatias preenchidas entre as seções transversais	186
Figura 80 – Polígono único gerado.....	186
Figura 81 – Localização e fotos de trechos de rios localizados entre o Parque Estadual do Rio Doce e a confluência do rio Suaçuí Grande e o rio Doce, a jusante do município de Governados Valadares.....	188
Figura 82 – Hidrogramas no rio Doce na UHE Risoleta Neves e em Linhares durante o evento de propagação da onda de cheia oriunda do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e de cheias naturais.....	189
Figura 83 – Vazão máxima ao longo do rio Doce (eixo x mostra distância até a foz) para a onda de cheia gerada pela ruptura da barragem de Fundão e para a onda de cheia natural de janeiro de 2016.....	189
Figura 84 – Tempos de retorno das vazões máximas ao longo do rio Doce (eixo x mostra distância até a foz) para a onda de cheia gerada pela ruptura da barragem de Fundão e para a onda de cheia natural de Janeiro de 2016.....	190
Figura 85 – Área de abrangência das curvas de nível.	191
Figura 86 – Comparação entre trecho da APDL oriunda de modelo computacional e após o refinamento manual feito com base na altimetria.....	191
Figura 87 – Comparação entre trecho da APDL oriunda de modelo computacional e após o refinamento manual feito com base na altimetria (exemplo 2).....	192
Figura 88 – Área de passagem e deposição da lama – APDL no Compartimento 1.	193
Figura 89 – Articulação do detalhamento da APDL no Compartimento 1.	193
Figura 90 – Detalhe 1 – APDL no Compartimento 1.	194
Figura 91 – Detalhe 2 – APDL no Compartimento 1.....	194
Figura 92 – Detalhe 3 – APDL no Compartimento 1.....	195
Figura 93 – Detalhe 4 – APDL no Compartimento 1.....	195
Figura 94 – Detalhe 5 – APDL no Compartimento 1.....	196
Figura 95 – Gráfico da largura da APDL no Compartimento 1.	196
Figura 96 – Uso do solo afetado estimado pela Golder Associates (2016).	197
Figura 97 – Área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.....	199
Figura 98 – Detalhe 01 - área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.....	199
Figura 99 – Detalhe 02 - área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.....	200

Figura 100 – Detalhe 03 - área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.....	200
Figura 101 – Detalhe 04 - área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.....	201
Figura 102 – Detalhe 05 - área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.....	201
Figura 103 – APDL entre a UHE Risoleta Neves e a UHE Baguari	202
Figura 104 – Mapeamento da extensão da APDL ao longo do rio Doce imediatamente a jusante da UHE Risoleta Neves pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (nov/2015) e/ou cheia natural (jan/2016).....	203
Figura 105 – Mapeamento da extensão da APDL ao longo do rio Doce, entre a UHE Risoleta Neves e o Parque Estadual do Rio Doce, pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e/ou cheia natural (janeiro de 2016).....	203
Figura 106 – Trecho da APDL em planície de inundação no Compartimento 2-A.....	204
Figura 107 – Outro trecho da APDL em planície de inundação no Compartimento 2-A.....	204
Figura 108 – Mapeamento da APDL ao longo do rio Doce em Governador Valadares pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e/ou cheia natural (janeiro de 2016).	205
Figura 109 – Mapeamento da APDL ao longo do rio Doce em Colatina pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e/ou cheia natural (janeiro de 2016).	205
Figura 110 – Mapeamento da APDL ao longo do rio Doce em Linhares pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e/ou cheia natural (janeiro de 2016).	206
Figura 111 – Área atingida pela APDL no Compartimento 2-A e uso e ocupação do solo afetados. ...	207
Figura 112 – Limite da área para a estimativa do volume de rejeito no trecho entre a barragem de Fundão e a barragem de Santarém.....	210
Figura 113 – Modelo digital do terreno referente ao dia 27/10/2015 (pré-desastre).....	211
Figura 114 – Modelo digital do terreno referente ao dia 12/11/2015 (pós-desastre).	211
Figura 115 – Batimetria do reservatório da barragem de Santarém - junho/2015 (pré-desastre).	212
Figura 116 – Distribuição dos furos de sondagem a trado ao longo do trecho.....	213
Figura 117 – Detalhe 1 – Sondagens a trado e APDL.	213
Figura 118 – Detalhe 2 – Sondagens a trado e APDL.	214
Figura 119 – Detalhe 3 – Sondagens a trado e APDL.	214
Figura 120 – Detalhe 4 – Sondagens a trado e APDL.	215
Figura 121 – Detalhe 5 – Sondagens a trado e APDL.	215
Figura 122 – Detalhe 6 – Sondagens a trado e APDL.	216
Figura 123 – Detalhe 7 – Sondagens a trado e APDL.	216

Figura 124 – Detalhe 8 – Sondagens a trado e APDL.	217
Figura 125 – Detalhe 9 – Sondagens a trado e APDL.	217
Figura 126 – Detalhe 10 – Sondagens a trado e APDL.	218
Figura 127 – Detalhe 11 – Sondagens a trado e APDL.	218
Figura 128 – Detalhe 12 – Sondagens a trado e APDL.	219
Figura 129 – Detalhe 13 – Sondagens a trado e APDL.	219
Figura 130 – Espessura de rejeito em uma seção transversal de sondagem a trado – ST 48.	220
Figura 131 – Soma da espessura do rejeito e solo com rejeito em função da elevação do terreno...	221
Figura 132 – Trecho de linha central vetorizada entre as margens do rio e a APDL.	222
Figura 133 – Representação de linha central, linhas das margens (rio e APDL) e sondagens a trado.	222
Figura 134 – Linhas de seção transversal.....	223
Figura 135 – Identificação dos grupos de sondagem a trado	223
Figura 136 – Interpolação na seção transversal dos grupos de sondagem a trado identificados.....	223
Figura 137 – Atribuição de valores às seções intermediárias.....	224
Figura 138 – Resultado da subtração entre os modelos digitais do terreno de 12/11/2015 e 27/10/2015	225
Figura 139 – Resultado da subtração entre o MDT de 12/11/2015 e a batimetria de junho/2015	226
Figura 140 – Delimitação do reservatório da barragem de Santarém, ortoimagem pré-desastre.....	227
Figura 141 – Delimitação do reservatório da barragem de Santarém, ortoimagem pós-desastre.....	227
Figura 142 – Interpolação das sondagens a trado para cálculo do volume em parte do trecho.	228
Figura 143 – Volumes de deposição estimados para a área de estudo.	229
Figura 144 – Imagem do satélite Sentinel 2 em 11 de fevereiro de 2016.	230
Figura 145 – Fluxo de Trabalho do sistema MIP da EOMAP	232
Figura 146 – Grade numérica do LACTEC vista em planta	237
Figura 147 – Grade do LACTEC vista em corte transversal	238
Figura 148 – Grade do LACTEC vista em corte transversal nas áreas rasas da grade	238
Figura 149 – Comparação entre o limite das grades numéricas (Tabela 28) e da grade do LACTEC...	239
Figura 150 – Vazões e concentrações de sedimento em suspensão (em Colatina) utilizados para o cenário com e sem rompimento. Figura abaixo corresponde a uma amplificação para melhor visualização das concentrações de menor magnitude.....	241
Figura 151 – Dados de entrada utilizado no modelo Delft.....	242
Figura 152 – Localização das estações (réguas, marégrafos, ADCPs e CTDs) ao longo da área de estudo	243
Figura 153 – Análise de sensibilidade: refinamento da grade.....	243

Figura 154 – Níveis de turbidez obtidos de imagens de satélite para o percentil 99 (P99) representado por cores, isto é, 1% dos dados de turbidez no período entre 2013 a 2015 (Pré-desastre) são maiores do que os valores do P99.	245
Figura 155 – Níveis de turbidez para o percentil 99 (P99) representado por cores, isto é, 1% dos dados de turbidez no período entre 2015 a 2017 (pós-desastre) são maiores do que os valores do P99.	246
Figura 156 – Proporção da ocorrência de turbidez > 50 NTU representado por cores.	247
Figura 157 – Proporção da ocorrência de turbidez > 100 NTU representado por cores.	248
Figura 158 – Diferença entre os percentis P99: PÓS-DESASTRE – PRÉ DESASTRE mostrando as áreas afetadas pelo desastre.	249
Figura 159 – Diferença entre os percentis P95: PÓS-DESASTRE – PRÉ DESASTRE mostrando as áreas afetadas pelo desastre.	249
Figura 160 – Diferença entre os percentis P90: PÓS-DESASTRE – PRÉ DESASTRE mostrando as áreas afetadas pelo desastre.	250
Figura 161 – Resultados da simulação hidrodinâmica. Esquerda: Variação espacial da salinidade superficial e campo de velocidade na superfície para o dia 24.01.2016. Meio: Variação da velocidade (magnitude) do vento e campo de velocidade do vento. Direita acima: Variação temporal da vazão e concentração de sedimento em suspensão no Rio Doce. Direita abaixo: Corte transversal com variação de salinidade na vertical.	251
Figura 162 – Concentração de traçador conservativo em várias camadas em 13/12/2015. Da esquerda para a direita e de cima para baixo: a) superfície até a camada 5, b) camada 10, c) camada 15, d) fundo.	253
Figura 163 – Concentração de traçador conservativo em várias camadas em 24/01/2016. Da esquerda para a direita e de cima para baixo: a) superfície até camada a 5, b) camada 10, c) camada 15, d) fundo.	254
Figura 164 – Pluma do traçador conservativo na camada superficial (diferença de concentração entre os cenários com rompimento e sem rompimento) em dois tempos. Figura da esquerda em 13/12/2015 e da direita em 24/01/2016.	255
Figura 165 – Localização dos pontos com séries temporais (resultados do modelo) analisadas.	256
Figura 166 – Seções para cálculo do transporte cumulativo de sedimentos em suspensão nos contornos sul, norte e leste.	256
Figura 167 – Acima: Variação temporal de diferença da concentração de sedimento em suspensão (CSS com desastre - CSS sem desastre) em diferentes pontos indo para o norte a partir da foz do Rio Doce. Abaixo: Indo para direção sul.	257
Figura 168 – Variação temporal da diferença do transporte cumulativo de sedimento em suspensão passando as fronteiras do modelo.	257
Figura 169 – Percentil 95% da diferença de concentração de traçador (com desastre menos sem desastre), definida como área de passagem da pluma de rejeitos de Fundão.	258
Figura 170 – Permanências para concentração do traçador acima de 20 mg/L. Na Figura superior são as permanências no cenário com ruptura e abaixo as permanências para a diferença de concentração entre cenários com e sem ruptura (ambos obtidos do traçador).	259

Figura 171 – Localização de monitoramentos <i>in situ</i> de turbidez destacando os pontos de comparação utilizados.	260
Figura 172 – Comparação da turbidez medida, estimada por imagens de satélite e da concentração do traçador com desastre (modelagem) no ponto 1. Figura de cima com o período completo de dados e Figura de baixo com dados do pós-desastre.	261
Figura 173 – Comparação da turbidez medida, estimada por imagens de satélite e da concentração do traçador com desastre (modelagem) no ponto 2. Figura de cima com o período completo de dados e Figura de baixo com dados do pós-desastre.	262
Figura 174 – Esquerda: Área varrida pela pluma de sedimentos provenientes do Rio Doce entre o período de 1º a 8 de janeiro de 2016. Simulação da Tetrattech (2016). Direita: Diferença (com e sem rompimento) da carga de sedimento por área em fevereiro 2016 (média mensal) e para o período de novembro 2015 a dezembro 2016 (média mensal somada), Magris et al.(2019). Observação: As imagens têm escalas diferentes.	264
Figura 175 – Instantes da pluma em 07 e 08 de janeiro de 2016 nos estudos da Tetrattech (2016), acima, e de LACTEC, abaixo. Obs: Os instantes não são exatamente na mesma hora e as unidades dos resultados diferem.	265
Figura 176 – Instantes da pluma em 05 e 06 dezembro de 2015 para os estudos de Tetrattech (2016) (acima) e Lactec (abaixo). Os instantes não são exatamente a mesma hora e as unidades dos resultados diferem.	266
Figura 177 – Comparação entre resultados de imagens de satélite e traçador (primeira e segunda linha) transcritos de Marta-Almeida <i>et al.</i> (2016) e pluma de sedimentos do LACTEC (última linha), em três instantes de dezembro. As escalas e a hora não coincidem exatamente.	267
Figura 178 – Comparação entre resultados de imagens de satélite e traçador (primeira e segunda linha) transcritos de Marta-Almeida et al. (2016) e pluma do traçador do LACTEC (última linha), em três instantes de janeiro. As escalas e a hora não coincidem exatamente.	268
Figura 179 – Mapa da localização dos pontos de amostragem de ecotoxicologia ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre.	279
Figura 180 – Heparinização da seringa para coleta de sangue (A); Punção caudal do peixe para obtenção de sangue (B).....	281
Figura 181 – Esquema dos biomarcadores avaliados nos diferentes tecidos dos peixes amostrados e suas respectivas metodologias	282
Figura 182 – Fotomicrografia mostrando as diferentes classes de cometa consideradas no cálculo do escore de danos e uma célula inviável: A) Classe 0; B) Classe 1; C) Classe 2; D) Classe 3; E) Célula inviável.	283
Figura 183 – Imagem representativa de extensão sanguínea necessária às análises de micronúcleos (MN) e demais alterações nucleares em eritrócitos (ANEs)	283
Figura 184 – Imagens representativas das lâminas secando em laminários após fixação em metanol (A) e da coloração com Giemsa 10% (B).....	283
Figura 185 – Imagens representativas de micronúcleo (A) e alterações nucleares (B-E) em eritrócitos de peixes	284
Figura 186 – Mapa da localização dos pontos de amostragem dos exemplares de fauna silvestre utilizados em análises ecotoxicológicas ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre.....	290

Figura 187 – Esquema da metodologia de preparo do material coletado (sangue), das análises dos biomarcadores empregadas para avaliação da fauna e suas respectivas metodologias.	293
Figura 188 – Imagens de micronúcleo (A) e alterações nucleares (B-E) em eritrócitos de herpetofauna	294
Figura 189 – Imagem de micronúcleo em eritrócitos da mastofauna	295
Figura 190 – Localização dos encalhes de botos-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) cujas amostras (n = 26) foram destinadas para a análise das concentrações de EPTs.....	296
Figura 191 – Corte histológico de brânquia da espécie <i>Loricariichthys castaneus</i> capturada no compartimento 1, ponto CN.	303
Figura 192 – Corte histológico de brânquia de espécimes de <i>Geophagus brasiliensis</i> (A, B e C), <i>Loricariichthys castaneus</i> (D) e <i>Oligosarcus acutirostris</i> (E) capturados no compartimento 1, ponto CP.	304
Figura 193 – Corte histológico de brânquia de espécimes de <i>Geophagus brasiliensis</i> (A, B e E) e <i>Astyanax fasciatus</i> (C e D), capturados no compartimento 1, ponto DA.	305
Figura 194 – Corte histológico de brânquia de espécimes de <i>Australoheros ipatinguensis</i> , capturados no compartimento 1, ponto DQ.....	306
Figura 195 – Corte histológico de brânquia de espécimes de <i>Coptodon rendalli</i> (A e B), <i>Pygocentrus nattereri</i> (C) e <i>Pimelodus maculatus</i> (D) capturados no compartimento 2, ponto CN.	307
Figura 196 – Corte histológico de brânquia de espécies de <i>Geophagus brasiliensis</i> (A) e <i>Loricariichthys castaneus</i> (B e C) capturados no compartimento 2, ponto CP.	308
Figura 197 – Corte histológico de brânquia de <i>Hypostomus affinis</i> capturados no compartimento 2, ponto DA.	309
Figura 198 – Corte histológico de brânquia de <i>Pygocentrus nattereri</i> (A); <i>Trachelyopterus striatulus</i> (B e C); <i>Hoplosternum littorale</i> (D e E) e <i>Pimelodus maculatus</i> (F) capturados no compartimento 3, ponto CN.	310
Figura 199 – Corte histológico de brânquia de espécimes de <i>Astyanax bimaculatus</i> (A – C) e <i>Pygocentrus nattereri</i> (D) capturados no compartimento 3, ponto CP.....	311
Figura 200 – Corte histológico de brânquia de <i>Pimelodus maculatus</i> capturados no compartimento 3, ponto DA.	312
Figura 201 – Corte histológico de brânquia de espécimes de <i>Genidens genidens</i> (A e B), <i>Pimelodus maculatus</i> (C e E) e <i>Pseudauchenipterus affinis</i> (D) capturados na região estuarina da foz do rio Doce (compartimento 4).	313
Figura 202 – Corte histológico de brânquia de espécimes de <i>Conodon nobilis</i> (A e B) e <i>Cathorops spixii</i> (C-E), capturados no ponto 5 do mar, 5 km da costa.	314
Figura 203 – Corte histológico de brânquia de <i>Cathorops spixii</i> capturados no ponto 4 do mar, 20 km da costa.	315
Figura 204 – Biomarcadores fisiológicos determinados em animais capturados na região estuarina (compartimento 4), na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – Osmolalidade (OSM) (círculo), Cl ⁻ (triângulo invertido), Na ⁺ (triângulo), K ⁺ (losango), Mg ²⁺ (quadrado); B – Teor hídrico (TH) (círculo); C – Anidrase carbônica (AC) branquial (círculo) e renal (quadrado); D – Na ⁺ /K ⁺ -ATPase (NAK) (triângulo) e H ⁺ -ATPase (hexágono) branquial.	323

- Figura 205** – Biomarcadores fisiológicos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verdes-claro) quanto nos distantes (20 km; símbolos verdes-escuro) da costa. A – Osmolalidade (OSM; círculo), Cl⁻ (triângulo invertido), Na⁺ (triângulo), Teor hídrico (TH; quadrado), K⁺ (losango) e Mg²⁺ (hexágono); B – Anidrase carbônica (AC) branquial (círculo) e renal (quadrado); C – Na⁺/K⁺-ATPase (NAK; círculo) e H⁺-ATPase (quadrado) branquial..... 326
- Figura 206** – Biomarcadores metabólicos determinados nos peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). Glicose (círculo) e lactato (triângulo) plasmáticos e glicogênio muscular (triângulo invertido). 332
- Figura 207** – Biomarcadores metabólicos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar), nos pontos próximos (5 km; símbolos verdes claro) ou distantes (20 km; símbolos verdes escuro) da costa. Glicose (círculo) e lactato (quadrado) plasmáticos e glicogênio muscular (triângulo)..... 333
- Figura 208** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Astyanax fasciatus* capturados no compartimento 1, ponto CN. 335
- Figura 209** – Corte histológico de gônadas masculinas de *Oligosarcus acutirostris* capturados no compartimento 1, ponto CP. 335
- Figura 210** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Australoheros ipatinguensis*, capturados no compartimento 1, ponto DQ S4. 336
- Figura 211** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Pimelodus maculatus* capturados no compartimento 2, ponto CN. 337
- Figura 212** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Geophagus brasiliensis* capturados no compartimento 2, ponto CP. 338
- Figura 213** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Hoplias aff. malabaricus* e *H. brasiliensis* capturados no compartimento 2, ponto DA..... 339
- Figura 214** – Corte histológico de gônadas femininas de *Pimelodus maculatus* e masculinas de *Pygocentrus nattereri* capturados no compartimento 3, ponto CN. 339
- Figura 215** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Pygocentrus nattereri* (A, B, C) e *Pygocentrus piraya* (D e E) capturados no compartimento 3, ponto CP. 340
- Figura 216** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Pseudauchenipterus affinis* capturados no compartimento 3, ponto DA. 341
- Figura 217** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Pimelodus maculatus* capturados na foz do rio Doce. 341
- Figura 218** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Conodon nobilis* capturados no ponto 1 do mar, 5 km da costa..... 342
- Figura 219** – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Conodon nobilis* capturados no ponto 4 do mar, 20 km da costa..... 343
- Figura 220** – Esquema simplificado dos sistemas antioxidante e de biotransformação, os quais envolvem as enzimas superóxido dismutase - SOD; glutaciona peroxidase - GPx; glutaciona redutase GR; glutaciona S-transferase - GST; glutaciona reduzida - GSH; glutaciona oxidada - GSSG; e as espécies reativas de oxigênio ou radicais livres: ânion superóxido - •O₂⁻; peróxido de hidrogênio - H₂O₂ e hidroxila - •OH..... 345

- Figura 221** – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados nos peixes capturados no compartimento 4, nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Catalase (CAT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Superóxido dismutase (SOD) branquial (triângulo) e hepática (triângulo invertido); C – Glutathione peroxidase (GPx) branquial (losango) e hepática (hexágono); D – Glutathione S-transferase (GST) branquial (quadrado) e hepática (círculo).355
- Figura 222** – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde claro) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde escuro) da costa. A – Catalase (CAT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Superóxido dismutase (SOD) branquial (círculo) e hepática (quadrado); C – Glutathione peroxidase (GPx) branquial (círculo) e hepática (quadrado); D – Glutathione S-transferase (GST) branquial (círculo) e hepática (quadrado).358
- Figura 223** – Biomarcadores dos sistemas não enzimáticos de peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Glutathione reduzida (GSH) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Metalotioneínas (MT) branquial (triângulo) e hepática (triângulo invertido); C – Peroxidação lipídica (LPO) branquial (losango) e hepática (hexágono)369
- Figura 224** – Biomarcadores dos sistemas não enzimáticos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde claro) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde escuro) da costa. A – Glutathione reduzida (GSH) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Metalotioneínas (MT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); C – Peroxidação lipídica (LPO) branquial (círculo) e hepática (quadrado).370
- Figura 225** – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados nos peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Escore de dano em DNA (ensaio cometa); B – Porcentagem das classes de dano no DNA (ensaio cometa): 0 (cinza claro), 1 (cinza médio), 2 (cinza escuro) e 3 (preto); C – Micronúcleos (MN); D – Alterações nucleares eritrocitárias (ANE).376
- Figura 226** – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde claro) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde escuro) da costa. A – Escore de dano em DNA (ensaio cometa); B – Porcentagem das classes de dano no DNA (ensaio cometa): 0 (cinza claro), 1 (cinza médio), 2 (cinza escuro) e 3 (preto); C – Micronúcleos (MN); D – Alterações nucleares eritrocitárias (ANE).378
- Figura 227** – Atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) cerebral (círculo) e muscular (quadrado) determinada nos peixes capturados no compartimento 4 (estuário) nas estações seca (símbolo branco) e chuvosa (símbolo preto).383
- Figura 228** – Atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) cerebral (círculo) e muscular (quadrado) dos peixes capturados no compartimento 5 (mar), tanto nos pontos próximos da costa (símbolos escuros; 5km) quanto distantes da costa (símbolos claros; 20 km).383
- Figura 229** – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 1 e avaliados em conjunto ou pelo hábito alimentar, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras).385
- Figura 230** – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 1 e avaliados de acordo com a ordem, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras).387

- Figura 231** – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 2 e avaliados em conjunto ou pelo hábito alimentar, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras). 390
- Figura 232** – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 2 e avaliados de acordo com a ordem, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras). 393
- Figura 233** – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 3 e avaliados em conjunto ou pelo hábito alimentar, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras). 396
- Figura 234** – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 3 e avaliados de acordo com a ordem, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras). 399
- Figura 235** – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 4 e avaliados em conjunto ou pelo hábito alimentar, na estação seca (barras brancas) e na estação chuvosa (barras pretas). 401
- Figura 236** – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 5 e avaliados em conjunto ou de acordo com a ordem. 405
- Figura 237** – Mapa da delimitação da área de proibição da pesca (em magenta) e da concentração de sólidos em suspensão na região esturina-marinha acometida pela lama proveniente do rompimento da Barragem de Fundão, em Marina - MG..... 421
- Figura 238** – Mapa da delimitação da área de proibição da pesca (em magenta) e da sedimentação de rejeito proveniente do rompimento da Barragem de Fundão, em Marina - MG na região esturina-marinha da foz do rio Doce..... 422
- Figura 239** – Imagens de *Rhinella schneideri* (sapo cururu) espécie mais representativa da herpetofauna capturada ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre 426
- Figura 240** – Biomarcadores fisiológicos determinados em plasma de exemplares da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos em branco) e estação chuvosa (símbolos em preto). 427
- Figura 241** – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). 428
- Figura 242** – Biomarcadores não enzimáticos determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – glutatona reduzida (GSH); B – Metalotioneínas (MET/MT) e peroxidação lipídica (LPO)... 429
- Figura 243** – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados em sangue de exemplares da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). Escore de dano no DNA (ensaio cometa), alterações nucleares eritrocitárias (ANE) e micronúcleo (MN). 430
- Figura 244** – Concentrações de EPTs determinados em hemolisado sanguíneo ($\mu\text{g.mg Hb-1}$) da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (barras brancas) e na estação chuvosa (barras pretas). 431

- Figura 245** – Imagem de *Akodon montensis* (rato-do-mato), espécie do gênero mais representativo capturado ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre. 436
- Figura 246** – Biomarcadores fisiológicos determinados em plasma de exemplares de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). 437
- Figura 247** – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). 438
- Figura 248** – Biomarcadores não enzimáticos determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – Glutathiona reduzida (GSH); B – metalotioneínas (MET/MT) e peroxidação lipídica (LPO)... 439
- Figura 249** – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados em sangue de exemplares de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). Escore de dano no DNA (ensaio cometa), alterações nucleares eritrocitárias (ANE) e micronúcleo (MN). 440
- Figura 250** – Concentração de EPTs determinados em hemolisado sanguíneo ($\mu\text{g.mg Hb}^{-1}$) de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (barras brancas) e na estação chuvosa (barras pretas). 441
- Figura 251** – Imagem de *Artibeus lituratus*, a espécie mais representativa de quirópteros (morcegos) capturada ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre 446
- Figura 252** – Biomarcadores fisiológicos determinados em plasma de exemplares de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). 447
- Figura 253** – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). 448
- Figura 254** – Biomarcadores não enzimáticos determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – Glutathiona reduzida (GSH); B – Metalotioneínas (MET/MT) e peroxidação lipídica (LPO). . 449
- Figura 255** – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados em sangue de exemplares de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). Esocre de dano no DNA (ensaio cometa), alterações nucleares eritrocitárias (ANE) e micronúcleo (MN). 450
- Figura 256** – Concentração de EPTs determinados em hemolisado sanguíneo ($\mu\text{g.mg Hb}^{-1}$) de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (barras brancas) e na estação chuvosa (barras pretas). 451
- Figura 257** – Concentração de EPTs determinados em tecidos (gordura, músculo, rim e fígado; mg.kg^{-1} de peso úmido) da mastofauna aquática (cetáceos) capturados pré e pós-desastre próximos a foz do rio Doce. 454

Figura 258 – Ilustração representativa das dinâmicas de aporte, incorporação e ciclagem de espécies químicas no meio ambiente.....	463
Figura 259 – Esquema simplificado do ciclo hidrogeoquímico da água.....	464
Figura 260 – Esquema ilustrativo da incorporação, bioacumulação e biomagnificação de espécies químicas na cadeia alimentar.....	465
Figura 261 – Fatores que podem afetar a toxicidade de metais nos diferentes componentes ambientais.....	466
Figura 262 – Representação esquemática das formas de interação entre elementos e substâncias químicas.....	470
Figura 263 – Imagem da barragem de Fundão após o rompimento.....	473
Figura 264 – Infográfico ilustrativo da estimativa de espécies químicas, em cargas médias, aportados na BHRD devido ao rompimento da barragem de Fundão.....	474
Figura 265 – Imagem aérea da pluma de lama ao atingir a Foz do rio Doce, Regência/ES.....	475
Figura 266 – Esquema ilustrativo do processo de beneficiamento de minério da Samarco.....	477
Figura 267 – Resumo esquemático da mobilização de elementos químicos em corpos hídricos, devido à associação destes com óxidos de Fe.....	478
Figura 268 – Distribuição da recarga e descarga ao longo do tempo.....	484

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estações fluviométricas. Destacadas as estações com poucos dados período pós-desastre (laranja).....	58
Tabela 2 – Estações fluviométricas. Destacadas as estações sem dados no período pós-desastre (vermelho) e com poucos dados no mesmo período (laranja).....	69
Tabela 3 – TR da vazão máxima atingida por estações fluviométricas localizadas no rio Doce.....	75
Tabela 4 – Classificação do fator de enriquecimento.	106
Tabela 5 – Classificação do índice de geoacumulação.	107
Tabela 6 – Classificação do fator de contaminação	108
Tabela 7 – Classificação do grau de contaminação do ambiente.....	109
Tabela 8 – Classificação do índice de carga de poluição.....	109
Tabela 9 – Conteúdo dos elementos maiores nos hematitos (HC) e nos itabiritos (IC)	119
Tabela 10 – Distribuição dos elementos traços (variações e médias) nos hematitos (HC) e nos itabiritos (IC).....	121
Tabela 11 – Elementos traços, suas variações e medias nos hematitos e itabiritos das formações ferríferas do QF. A somatória dos elementos leves, pesados e total encontram-se na base da tabela	123
Tabela 12 – Caracterização química da rocha do Complexo Alegria por ICP-MS.....	126
Tabela 13 – Caracterização mineralógica das rochas do Complexo Alegria por DRX	128
Tabela 14 – Teores dos sedimentos <i>background</i> em mg/kg	130
Tabela 15 – Registro das amostras de rejeito e descrição dos pontos de coleta da Campanha 1	145
Tabela 16 – Registro das amostras de rejeito e detalhamento das informações de coleta da campanha 2.....	146
Tabela 17 – Registro das amostras de rejeito e detalhamento das informações de coleta da campanha 3.....	147
Tabela 18 – Registro das amostras de rejeito e detalhamento das informações de coleta da Campanha 4	148
Tabela 19 – Registro das amostras de rejeito e detalhamento das informações de coleta da Campanha 5	149
Tabela 20 – Resultados obtidos da caracterização mineralógica, por DRX, das amostras de rejeito coletadas, expressos na forma de suas fases químicas principais, identificadas pelo COD.	155
Tabela 21 – Resultados de ICP-MS (médios) dos rejeitos barrado e depositado, coletados nas Campanhas 1 a 5 (realizadas entre julho de 2017 e maio de 2019), avaliados em relação aos valores orientadores para solos e águas subterrâneas.....	160
Tabela 22 – Síntese dos resultados obtidos pelo Lactec e pela Controle Analítico para a caracterização de rejeito de mineração de ferro, em relação a ocorrência de fenóis, 2,4,5-triclorofenol e 2,4,6-triclorofenol, nas três campanhas de coleta de amostragem.....	164

Tabela 23 – Características e propriedades das três formas de fenóis encontradas no rejeito de mineração: fenol; 2,4,5-triclorofenol e 2,4,6-triclorofenol.	168
Tabela 24 – Síntese dos resultados de extrato lixiviado, solubilizado e da classificação de resíduos proposta pelo laboratório Controle Analítico, para as amostras de rejeito de mineração coletadas nas Campanhas 3 a 5.	171
Tabela 25 – Padrão de exatidão cartográfica (PEC) - Planimétrico.	182
Tabela 26 – Limites do PEC - Classe A.	182
Tabela 27 – Resultado da precisão e acurácia das ortoimagens orbitais.	183
Tabela 28 – Comparação entre os estudos realizados com o objetivo de determinar a área de passagem e deposição da lama - APDL.	197
Tabela 29 – Classes de uso e ocupação do solo afetadas pela APDL no Compartimento 1.	198
Tabela 30 – Classes de uso e ocupação do solo afetadas pela APDL no Compartimento 2A.	207
Tabela 31 – Estimativa de volume de rejeito depositado para o trecho entre a jusante da barragem de Fundão e a barragem de Santarém.	228
Tabela 32 – Informações gerais sobre os satélites utilizados na análise.	232
Tabela 33 – Descrição dos modelos de pluma da Foz do Rio Doce.	235
Tabela 34 – Descrição e coordenadas dos pontos de amostragem de ecotoxicologia nas regiões continental, estuarina e marinha.	279
Tabela 35 – Descrição e coordenadas dos pontos de amostragem de fauna silvestre para análises de ecotoxicologia.	291
Tabela 36 – Descritivo das espécies de peixes capturadas para avaliação ecotoxicológica, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre.	298
Tabela 37 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) fisiológicos (OSM, íons, TH, AC, NAK e H ⁺ -ATPase) para os peixes capturados no compartimento 1.	318
Tabela 38 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) fisiológicos (OSM, íons, TH, AC, NAK e H ⁺ -ATPase) para os peixes capturados no compartimento 2.	320
Tabela 39 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) fisiológicos (OSM, íons, TH, AC, NAK e H ⁺ -ATPase) para os peixes capturados no compartimento 3.	321
Tabela 40 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) metabólicos (GLIC, GLICOG e LACT) para os peixes capturados no compartimento 1.	329
Tabela 41 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) metabólicos (GLIC, GLICOG e LACT) para os peixes capturados no compartimento 2.	330
Tabela 42 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) metabólicos (GLIC, GLICOG e LACT) para os peixes capturados no compartimento 3.	331
Tabela 43 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (CAT, GPx e GST) branquial de peixes capturados no compartimento 1.	346
Tabela 44 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (CAT, GPx e GST) branquial de peixes capturados no compartimento 2.	348

Tabela 45 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (SOD, CAT, GPx e GST) branquial de peixes capturados no compartimento 3	349
Tabela 46 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (CAT, GPx e GST) hepático de peixes capturados no compartimento 1	351
Tabela 47 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (CAT, GPx e GST) hepático de peixes capturados no compartimento 2	352
Tabela 48 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (SOD, CAT, GPx e GST) hepático de peixes capturados no compartimento 3	353
Tabela 49 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) branquial de peixes capturados no compartimento 1	361
Tabela 50 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) branquial de peixes capturados no compartimento 2	362
Tabela 51 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) branquial de peixes capturados no compartimento 3	363
Tabela 52 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) hepático de peixes capturados no compartimento 1.	364
Tabela 53 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) hepático de peixes capturados no compartimento 2	365
Tabela 54 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) hepáticos de peixes capturados no compartimento 3.....	367
Tabela 55 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de genotoxicidade e mutagenicidade (escore de dano ao DNA, MN e ANEs) de peixes capturados no compartimento 1	373
Tabela 56 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de genotoxicidade e mutagenicidade (escore de dano ao DNA, MN e ANEs) de peixes capturados no compartimento 2	374
Tabela 57 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de genotoxicidade e mutagenicidade (escore de dano ao DNA, MN e ANEs) de peixes capturados no compartimento 3	374
Tabela 58 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de neurotoxicidade (AChE muscular e cerebral) para os peixes capturados no compartimento 1.....	381
Tabela 59 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de neurotoxicidade (AChE muscular e cerebral) para os peixes capturados no compartimento 2.....	382
Tabela 60 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de neurotoxicidade (AChE muscular e cerebral) para os peixes capturados no compartimento 3.....	382
Tabela 61 – Média das concentrações de EPTs (mg.kg ⁻¹ de peso úmido) para todos os espécimes capturados em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre.....	408

Tabela 62 – Média das concentrações dos elementos As, Cd, Hg e Pb (mg.kg ⁻¹ de peso úmido) para todos os espécimes capturados em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre.....	409
Tabela 63 – Média das concentrações de EPTs (mg.kg ⁻¹ de peso úmido) por espécie capturada em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre	410
Tabela 64 – Média das concentrações dos elementos As, Cd, Hg e Pb (mg.kg ⁻¹ de peso úmido) por espécie capturada em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre	414
Tabela 65 – Média das concentrações de EPTs (mg.kg ⁻¹ em peso úmido) determinadas em tecido muscular de peixes capturados na região continental da bacia do rio Doce pré e pós o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG.	417
Tabela 66 – Média das concentrações de EPTs (mg.kg ⁻¹) determinadas em tecido muscular de peixes capturados na região costeira (estuarina-marinha) adjacente à bacia do rio Doce pré e pós o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG.	420
Tabela 67 – Descritivo dos exemplares herpetofauna coletados para avaliação ecotoxicológica ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre	425
Tabela 68 – Descritivo dos exemplares de mastofauna de pequeno porte (pequenos mamíferos) coletados para avaliação ecotoxicológica ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre.....	435
Tabela 69 – Descritivo dos exemplares de mastofauna voadora (Quirópteros) coletados para avaliação ecotoxicológica.....	445

LISTA DE ABREVIATURAS

Ag	- Prata
Al	- Alumínio
As	- Arsênio
Au	- Ouro
B	- Boro
Ba	- Bário
C	- Carbono
Cr	- Cromo
Cu	- Cobre
Cd	- Cádmio
Ce	- Cério
Cél.	- Célula
-CH ₃	- Radical metil
Cl ⁻	- Íon cloreto
cm	- Centímetro
Co	- Cobalto
Cr	- Cromo
Cu	- Cobre
<i>e.g.</i>	- Abreviação em latim que significa 'por exemplo'
<i>etc.</i>	- Et cetera
Fe	- Ferro
FeAsS	- Arsenopirita
FeO(OH)	- Goethita
g	- Grama
Gr	- Grave
Gvs	- Gravíssimo
ha	- Hectares
Hg	- Mercúrio
hm ³	- Hectômetros cúbicos
HNO ₃	- Ácido nítrico
Ind.	- Indivíduo
K ⁺	- Íon potássio
kg	- Quilograma
L	- Litro
La	- Lantânio
m	- Metro
M	- Molar
mA	- Miliampère
mg	- Miligrama
Min.	- Minuto
Mg ²⁺	- Íon magnésio
min	- Minuto

mL	-	Mililitro
mm	-	Milímetro
Mn	-	Manganês
MN	-	Micronúcleo
Mo	-	Molibdênio
m/v	-	Massa por volume
µg	-	Micrograma
µl	-	Microlitro
µM	-	micrômetro
N	-	Nitrogênio
Na ⁺	-	Íon sódio
NaCl	-	Cloreto de sódio
NaOH	-	Hidróxido de sódio
Ni	-	Níquel
nM	-	Nanômetro
p.	-	Página
p.ex.	-	Por exemplo
Pb	-	Chumbo
PGr	-	Pouco grave
s	-	Segundos
S	-	Enxofre
sb	-	Antimônio
Se	-	Selênio
sn	-	Estanho
Ti	-	Titânio
U	-	Urânio
V	-	Vanádio
Zn	-	Zinco

LISTA DE SIGLAS

AAC	-	Atividade específica da enzima Anidrase Carbônica
ABNT	-	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	-	Anidrase Carbônica (do inglês <i>Carbonic Anhydrase</i>)
ACAS	-	Água Central do Atlântico Sul
AChE	-	Acetilcolinesterase (do inglês <i>Acetylcholinesterase</i>)
AET	-	<i>Apparent Effects Threshold</i>
AF	-	Assimetria Flutuante
AGERH	-	Agência Estadual de Recursos Hídricos
AGV	-	Amostrador de Grandes Volumes
AIQ	-	Armadilhas de Interceptação e Queda
AN	-	Anormalidades Nucleares
ANA	-	Agência Nacional de Águas
ANES	-	Anormalidades Nucleares Eritrocitárias
ANOSIM	-	<i>Analysis of Similarities</i>
APA	-	Área de Proteção Ambiental
APDL	-	Área de Passagem e Deposição da Lama
APE	-	Áreas de Proteção Especial
APP	-	Áreas de Preservação Permanente
ARI	-	Áreas de Reconhecimento Internacional
ASR	-	Amostragem em Sítio Reprodutivo
AvTD	-	Média da Distinção Taxonômica
BA	-	Bahia
BC	-	Bray-Curtis
BHRD	-	Bacia Hidrográfica do rio Doce
BMWP	-	<i>Biological Monitoring Work Party</i>
C	-	Índice de Dominância de Simpson
CAP	-	Circunferência à Altura do Peito
CAR	-	Cadastro Ambiental Rural
CAT	-	Catalase
CBR	-	Índice de Suporte Califórnia
CC	-	Comprimento da Cauda
CEMAVE	-	Centro Nacional de Pesquisa para a Conservação das Aves Silvestres
CENIBRA	-	Celulose Nipo-Brasileira S.A
CES	-	Corrente Equatorial Sul
CFBio	-	Conselho Federal de Biologia
CIF	-	Comitê Interfederativo
CITES	-	Comércio Internacional de Espécies da Fauna e da Flora Selvagem Ameaçadas de Extinção
CN	-	Controle negativo
CNUC	-	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
CO	-	Carbono Orgânico
COD	-	<i>Crystallography Open Data</i>
COM	-	Cometa

CONAMA	- Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	- Carbono Orgânico Total
COVs	- Compostos Orgânicos Voláteis
CP	- Controle positivo
CPRM	- Serviço Geológico do Brasil
CRC	- Comprimento Rostro-Cloacal
CREA	- Conselho Regional de Engenharia e Agronomia
CRQ	- Comunidade Remanescente Quilombola
CSS	- Concentração de Sedimentos em Suspensão
CTA	- Capacidade de Troca Aniônica
CTBio	- Câmara Técnica de Biodiversidade
CTC	- Capacidade de Troca Catiônica
CTGRSA	- Câmara Técnica de Gestão de Rejeitos e Segurança Ambiental
CVRD	- Complexo de Água Limpa
DA	- Dentro ou adjacente à APDL
DAP	- Diâmetro a Altura do Peito
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMSO	- Dimetilsulfóxido ou sulfóxido de dimetilo
DNA	- Ácido desoxirribonucleico (do inglês <i>deoxyribonucleic acid</i>)
DRX	- Difratometria de Raios-X
DV	- Direção do Vento
EDS	- Análise Química Elementar
EDTA	- Ácido etilenodiamino tetra-acético (do inglês <i>ethylenediamine tetraacetic acid</i>)
EET	- Estação Ecológica do Tripuí
EO	- Encontros Ocasionais
(US)EPA	- Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (do inglês <i>United States Environmental Protection Agency</i>)
EPTs	- Elementos Potencialmente Tóxicos
ERL	- Faixa de Efeito Baixo
ERM	- Efeito Rangemediano
EROD	- Etóxiresorufina – O – deetilase
EROs	- Espécies Reativas de Oxigênio
ES	- Espírito Santo
ESPTs	- Elementos ou Substâncias Potencialmente Tóxicos
ETA	- Estação de Tratamento de Água
ETR	- Elementos Terras Raras
ETRL	- Elementos Terras Raras leves
ETRP	- Elementos Terras Raras Pesados
F.O.	- Frequência de Ocorrência
FAD	- Flotação a Ar Dissolvido
FBDS	- Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável
FC	- Fator de Contaminação
FD	- Índice de Diversidade Funcional
FE	- Fator de Enriquecimento

FEAM	-	Fundação Estadual do Meio Ambiente
FES	-	Floresta Estacional Semidecidual
FLONA	-	Floresta Nacional
FMRD	-	Faixa Marginal ao Rio Doce
FURG	-	Universidade Federal de Rio Grande
GLIC	-	Glicose
GLICOG	-	Glicogênio muscular
GLM	-	Modelos Lineares Generalizados
GPx	-	Glutathione Peroxidase
GR	-	Glutathione Redutase
GSH	-	Glutathione reduzida
GST	-	Glutathione S – transferase
H'	-	Índice de Diversidade de Shannon-Weaver
Hb	-	Hemoglobina
HE	-	Hematoxilina-Eosina
HPAs	-	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
HSP	-	Proteína de choque térmico (do inglês <i>heat shock protein</i>)
IAi	-	Índice Alimentar
IBAMA	-	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	-	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
IBR	-	Índice integrado de Respostas de Biomarcadores (do inglês <i>Index of Biomarkers Responses</i>)
ICMBio	-	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
ICP-MS	-	Espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente (do inglês <i>Inductively coupled plasma Mass Spectrometry</i>)
ICP-OES	-	Espectrometria de emissão óptica por plasma acoplado indutivamente (do inglês <i>Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry</i>)
IDE-Sisema	-	Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IEDE	-	Infraestrutura Estadual de Dados Espaciais
IEF	-	Instituto Estadual de Florestas
IEMA	-	Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IGAM	-	Instituto Mineiro de Gestão de Águas
IM	-	Índice Mitótico
IMR	-	Índice de Massa Relativa
INPE	-	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
INRC	-	Inventário Nacional de Referências Culturais
IPA	-	Índice Pontual de Abundância
IPEMA	-	Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica
IPHAN	-	Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional
IQAr	-	Índice de Qualidade do Ar
J	-	Índice de Equabilidade de Pielou
LACT	-	Lactato
LAMIR	-	Laboratório de Análise de Minerais e Rochas

LMP	-	Agarose de baixo ponto de fusão
LQ	-	Limite de Quantificação
MBM	-	Museu Botânico de Curitiba
MBR	-	Minerações Brasileiras Reunidas
MDE	-	Modelo Digital de Elevação
MDT	-	Modelo Digital do Terreno
MEV	-	Microscopia Eletrônica de Varredura
MF	-	Marco Fixo
MG	-	Minas Gerais
MMA	-	Ministério do Meio Ambiente
MMG	-	Mamíferos de Médio e Grande porte
MPF	-	Ministério Público Federal
MPMG	-	Ministério Público de Minas Gerais
MPP	-	Mamíferos de Pequeno Porte
MPVC	-	Policloreto de Vinila Modificado
MT	-	Metalotioneína
NBR	-	Associação Brasileira de Normas Técnicas
NDVI	-	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
NI	-	Não Identificado
NIST	-	Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia (do inglês <i>National Institute of Standards and Technology</i>)
NKT	-	Nitrogênio Kjeldahl Total
NMDS	-	Escalonamento Multidimensional não-métrico
NMT	-	Sistema Manual de Injeção de Elastômero
Noc	-	Navio oceanográfico
OD	-	Oxigênio Dissolvido
OMS	-	Organização Mundial da Saúde
OSM	-	Osmolalidade
PA	-	Pará
PAIA	-	Parcelas de Amostragem Integrada de Artrópodes
PALT	-	Procura Aleatória Limitada por Tempo
PASEA	-	Plano de Adequação Socioeconômico e Ambiental
PCB	-	Bifenilas Policloradas
PCH	-	Pequena Central Hidrelétrica
PCO	-	Carbonilação proteica (do inglês <i>Protein Carbonyls or carbonylation</i>)
PE	-	Parque Estadual
PEL	-	Nível de Efeitos Prováveis
PERD	-	Parque Estadual do Rio Doce
PF	-	Padrão Final
pH	-	Potencial Hidrogeniônico
PI	-	Proteção Integral
PI1	-	Padrão Intermediário Fase 1
PL	-	Procura Aleatória Livre
PM	-	Material Particulado

PMN	- Parque Natural Municipal
PMQACH	- Programa de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano
PMQQS	- Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos
PMSAA	- Programa de Melhoria dos Sistemas de Abastecimento de Água
PMSB	- Plano Municipal da Saneamento Básico
PN	- Parque Natural
PNAP	- Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas
PNRS	- Política Nacional de Resíduos Sólidos
PP	- Precipitação
PPI	- Proteína Plasmática
PR	- Paraná
PRI	- Polígono de Relações Interiônicas
PRIC	- Polígono de Relações intercatiônicas
PSLT	- Procura Sistematizada Limitada por Tempo
PT	- Proteínas Totais
PTS	- Partículas Totais em Suspensão
PV	- Procura com Veículo
QF	- Quadrilátero Ferrífero
QM	- Quociente de Mistura de Jentsch
R	- Riqueza de Margalef
RB	- Reservas da Biosfera
RBMA	- Reserva da Biosfera da Mata Atlântica
RBSE	- Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço
RCD	- Resíduos de Construção e Demolição
RDDM	- Rede Rio Doce Mar
ReBio	- Reserva Biológica
REVIS	- Refúgio de Vida Silvestre
RG	- Radiação
RJ	- Rio de Janeiro
RL	- Reservas Legais
rpm	- Rotações por minuto
RPPN	- Reserva Particular do Patrimônio Natural
RT	- Relatório Técnico
SAA	- Sistema de Abastecimento de Água
SAAE	- Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SABESP	- Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SBH	- Sociedade Brasileira de Herpetologia
SC	- Santa Catarina
SCOVs	- Semi-voláteis
SDT	- Sólidos Dissolvidos Totais
SEMAD	- Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SIAGAS	- Sistema de Informações de Águas Subterrâneas

SIG	- Sistema de Informação Geográfica
SIMPROF	- <i>Similarity Profile</i>
SISBIO	- Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
SNUC	- Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SOD	- Superóxido dismutase
SP	- São Paulo
SST	- Sólidos Suspensos Totais
TA	- Temperatura Ambiente
TBARS	- Substâncias Reagentes ao Ácido Tiobarbitúrico (do inglês <i>Tiobarbituric Acid Reagent Substances</i>)
TC	- Taxa de reação catalisada
TCSA	- Termo de Compromisso Socioambiental
TEL	- Nível de Efeitos de Limiar
TFSA	- Terra Fina Seca ao Ar
TH	- Teor Hídrico
TI	- Terras Indígenas
TMT	- Teor Máximo Tolerável
TNC	- Taxa de reação não catalisada
TTAC	- Termo de Transação e Ajustamento de Conduta
UA	- Unidade Amostral
UC	- Unidade de Conservação
UFES	- Universidade Federal do Espírito Santo
UFMG	- Universidade Federal de Minas Gerais
UFPR	- Universidade Federal do Paraná
UHE	- Usina Hidrelétrica
Unesco	- Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
UNT	- Unidade Nefelométrica de Turbidez
UR	- Umidade Relativa do Ar
UTC	- Unidades de Triagem e Compostagem de Resíduos
UTM	- Universal Transversa de Mercator
VANT	- Veículo Aéreo Não Tripulado
VIFE	- Implantes Visíveis de Elastômero
VMP	- Valor Máximo Permitido
VRQs	- Valores de Referência de Qualidade
VV	- Velocidade do Vento
ZA	- Zona de Amortecimento

APRESENTAÇÃO

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	45
2 A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE E REGIÃO COSTEIRA ADJACENTE	47
2.1 Características da linha-base dos ambientes afetados	49
3 ANÁLISE CLIMÁTICA	56
3.1 Metodologia.....	56
3.1.1 Métodos de avaliação da precipitação.....	56
3.1.2 Métodos de avaliação das vazões	57
3.2 Avaliação do período pós-desastre.....	58
3.2.1 Análise das precipitações.....	58
3.2.2 Análise das vazões.....	69
3.3 Considerações.....	80
4 O ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE REJEITOS MINERÁRIOS DE FUNDÃO.....	81
5 ABORDAGEM METODOLÓGICA PARA O DIAGNÓSTICO.....	84
5.1 Abordagem ecossistêmica.....	85
5.2 Noções de desastre no patrimônio cultural.....	86
5.3 Modelo conceitual do desastre.....	88
5.4 Abordagem metodológica adotada	91
5.4.1 Base de dados geoespacial.....	92
5.4.2 Área de estudo, ambientes e compartimentos.....	93
5.4.3 Classificação do dano.....	97
5.5 Química analítica ambiental.....	99
5.5.1 Análise Química Elementar	100
5.5.2 Fatores de Enriquecimento e Contaminação	104
6 O REJEITO DE FUNDÃO	110
6.1 Contexto geoquímico do Quadrilátero Ferrífero.....	110
6.1.1 Contexto geológico do Quadrilátero Ferrífero	110
6.1.1.1 As formações ferríferas e minerações	113
6.1.1.2 Mineralogia das formações ferríferas do Quadrilátero Ferrífero.....	114
6.1.1.3 Condicionantes geoquímicas das formações ferríferas bandadas	123
6.1.2 Dados primários para a caracterização do <i>background</i>	124
6.1.3 Processo de beneficiamento dos minérios das Formações Ferríferas.....	131
6.2 Caracterização físico-química do rejeito.....	133
6.2.1 Materiais e métodos	135
6.2.1.1 Caracterização da área.....	135

6.2.1.2	Definição do plano de amostragem	136
6.2.1.3	Procedimento de amostragem de rejeito de mineração	142
6.2.1.4	Preparação das amostras para os ensaios de caracterização	149
6.2.1.5	Caracterização física	150
6.2.1.6	Caracterização mineralógica	150
6.2.1.7	Caracterização química elementar.....	150
6.2.1.8	Análise de compostos orgânicos.....	151
6.2.1.9	Caracterização de resíduos sólidos	152
6.2.2	Resultados e discussão.....	152
6.2.2.1	Caracterização física	153
6.2.2.2	Caracterização mineralógica.....	154
6.2.2.3	Caracterização química elementar	157
6.2.2.4	Análise de compostos orgânicos.....	163
6.2.2.5	Caracterização de resíduos sólidos.....	169
6.2.3	Considerações finais	173
6.3	Área de passagem e deposição da lama de rejeitos no vale do rio Doce	176
6.3.1	Materiais e Métodos	176
6.3.1.1	Materiais	176
6.3.1.2	Métodos.....	181
6.3.2	Resultados.....	192
6.3.2.1	APDL no Compartimento 1	192
6.3.2.2	APDL nos Compartimentos 2 e 3	202
6.3.3	Considerações finais	208
6.4	Volume de deposição de rejeitos.....	208
6.4.1	Materiais e Métodos	208
6.4.1.1	Materiais	208
6.4.1.2	Métodos.....	209
6.4.2	Resultados.....	225
6.4.2.1	Estimativa do volume de rejeito depositado no trecho logo após a barragem de Fundão até a barragem de Santarém.....	225
6.4.2.2	Estimativa do volume de rejeito depositado do trecho logo após a barragem de Santarém até a UHE Risoleta Neves.....	228
6.4.2.3	Volume intracalha	229
6.4.3	Considerações finais	229
6.5	Pluma de dispersão do rejeito na região costeira	230

6.5.1 Metodologia.....	231
6.5.1.1 Sensoriamento Remoto	231
6.5.1.2 Modelagem.....	233
6.5.2 Resultados.....	244
6.5.2.1 Sensoriamento Remoto	244
6.5.2.2 Resultados da modelagem.....	251
6.5.2.3 Comparação dos resultados com medição <i>in loco</i>	260
6.5.2.4 Comparação com estudos anteriores	263
6.6 Considerações finais.....	269
7 Ecotoxicologia	270
7.1 Introdução	270
7.1.1 Poluição ambiental na bacia hidrográfica do rio Doce e os efeitos do rompimento da barragem de Fundão	270
7.1.2 Características e efeitos dos EPTs encontrados na bacia hidrográfica do rio Doce.....	274
7.1.3 Bioindicadores e biomarcadores – ferramentas para a avaliação dos efeitos do desastre	276
7.2 Metodologia	278
7.2.1 Peixes.....	278
7.2.1.1 Pontos amostrados.....	278
7.2.1.2 Obtenção, processamento e acondicionamento das amostras	280
7.2.1.3 Análises das amostras	282
7.2.2 Fauna silvestre (herpetofauna, mastofauna terrestre de pequeno porte, mastofauna voadora e mastofauna aquática)	290
7.2.2.1 Herpetofauna, mastofauna terrestre de pequeno porte e mastofauna voadora.....	290
7.2.2.2 Mastofauna aquática (cetáceos)	295
7.2.2.3 Análises estatísticas.....	296
7.3 Resultados e Discussão.....	297
7.3.1 Peixes.....	297
7.3.1.1 Alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna.....	302
7.3.1.2 Alterações na bioacumulação de EPTs (elementos avaliados: Ag, Al, As, Ba, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, La, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn)	384
7.3.2 Fauna silvestre.....	424
7.3.2.1 Herpetofauna	424
7.3.2.2 Mastofauna terrestre de pequeno porte (pequenos mamíferos).....	434
7.3.2.3 Mastofauna voadora (Quirópteros)	444

7.3.2.4 Mastofauna aquática (Cetáceos).....	454
7.4 Considerações finais.....	458
7.5 Próximas etapas	460
7.5.1 Peixes.....	460
7.5.2 Fauna silvestre.....	460
8 ANÁLISE INTEGRADA DO DIAGNÓSTICO	462
8.1 Aspectos gerais	462
8.2 O contexto do desastre da Samarco	472
9 MATRIZ DE DANOS	488
10 CONCLUSÕES	508
11 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	514
GLOSSÁRIO	540
DOCUMENTO SUPLEMENTAR	
SIMULAÇÃO HIDRODINÂMICA DAS CHEIAS NO RIO DOCE.....	557

1 INTRODUÇÃO

O rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente causou danos socioambientais em uma escala sem precedentes em termos de extensão espacial e temporal. Além disso, a singularidade e a heterogeneidade dos ambientes afetados ampliaram ainda mais os efeitos do desastre, tornando o diagnóstico de danos um trabalho complexo.

Um desastre com tamanha extensão e complexidade demandou um estudo científico extensivo, pautado nas melhores técnicas para identificação e mensuração de danos sobre o meio ambiente e patrimônio cultural. Isso, acabou por gerar um extenso volume de dados advindo das pesquisas bibliográficas, dos levantamentos em campo e das análises laboratoriais pré e pós desastre, o que demandou um determinado tempo de processamento.

Apesar disso, com dois anos de estudo, sendo um de monitoramento, já foi possível obter resultados consistentes que caracterizaram os danos nos ambientes afetados com suas respectivas mensurações em relação à linha-base, além de sua relação com o rompimento da barragem de Fundão. Apesar de alguns danos ainda demandarem a continuidade das investigações, foi possível fornecer respostas sobre questões como a toxicidade do rejeito, a contaminação das águas, solo, ar, flora e fauna e dos bens culturais afetados pelo desastre.

É importante ressaltar que os dados apresentados nesse diagnóstico referem-se a um estudo que teve início, aproximadamente, dois anos após a ocorrência do desastre. Dessa forma, muitos danos que ocorreram logo após o evento podem ter desaparecido antes mesmo do início deste levantamento, sendo possível descrevê-los apenas quando outros grupos de estudos avaliaram a região nesse período de tempo, sendo chamados nesse documento de dados secundários. Por outro lado, existem danos crônicos que só serão possíveis de serem mensurados ao longo do tempo.

Além disso, para a realização do diagnóstico dos danos, foram selecionadas áreas temáticas e grupos biológicos que fossem representativos dos ambientes alvo do estudo (chamados de bioindicadores), que pudessem, de fato, fornecer respostas sobre os efeitos do desastre e que apresentassem um histórico anterior ao qual os dados levantados pudessem ser comparados. Sendo assim, é esperado que outros organismos não avaliados, mas que utilizam os mesmos locais e recursos (como alimento, áreas de proteção, entre outros) estejam ou estivessem sujeitos aos mesmos efeitos que aqueles verificados nos bioindicadores selecionados.

Devido à grande extensão do diagnóstico, no presente tomo buscou-se agregar as informações e resultados transversais a todos os ambientes. Assim, o documento foi iniciado com uma caracterização sintética da área em estudo, com referência à linha-base. Também, foram apresentados dados da análise climática da bacia do rio Doce de 2015 a 2018. Na sequência, foi apresentado o cenário do desastre e a abordagem metodológica adotada para o estudo.

Na continuidade, foram apresentadas as informações sobre o rejeito de Fundão, com os dados sobre a composição geoquímica do Quadrilátero Ferrífero e os resultados das análises físico-químicas do rejeito barrado em Germano e Fundão, do rejeito depositado entre Fundão e Santarém e do rejeito depositado entre Santerém e a UHE Risoleta Neves.

Também, foram analisados os dados relativos à dispersão do rejeito no vale do rio Doce e na região costeira, como a área de passagem e de deposição da lama, o volume depositado e a extensão da pluma de rejeitos na costa do Espírito Santo.

Na continuidade desse documento foram apresentados os resultados das análises ecotoxicológicas realizadas até o momento, seguido por um capítulo de análise integrada do diagnóstico à luz da interação físico-química do rejeito nos ambientes afetados. Na sequência é apresentada uma matriz com todos os danos socioambientais levantados no diagnóstico.

O documento foi concluído com relação à análise dos resultados, estando consolidado com as referências bibliográficas citadas ao longo do texto, glossário e documento suplementar. Respective apêndices e anexos citados ao longo do texto são apresentados em quatro volumes a parte desse documento, porém integrantes ao TOMO I.

2 A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE E REGIÃO COSTEIRA ADJACENTE

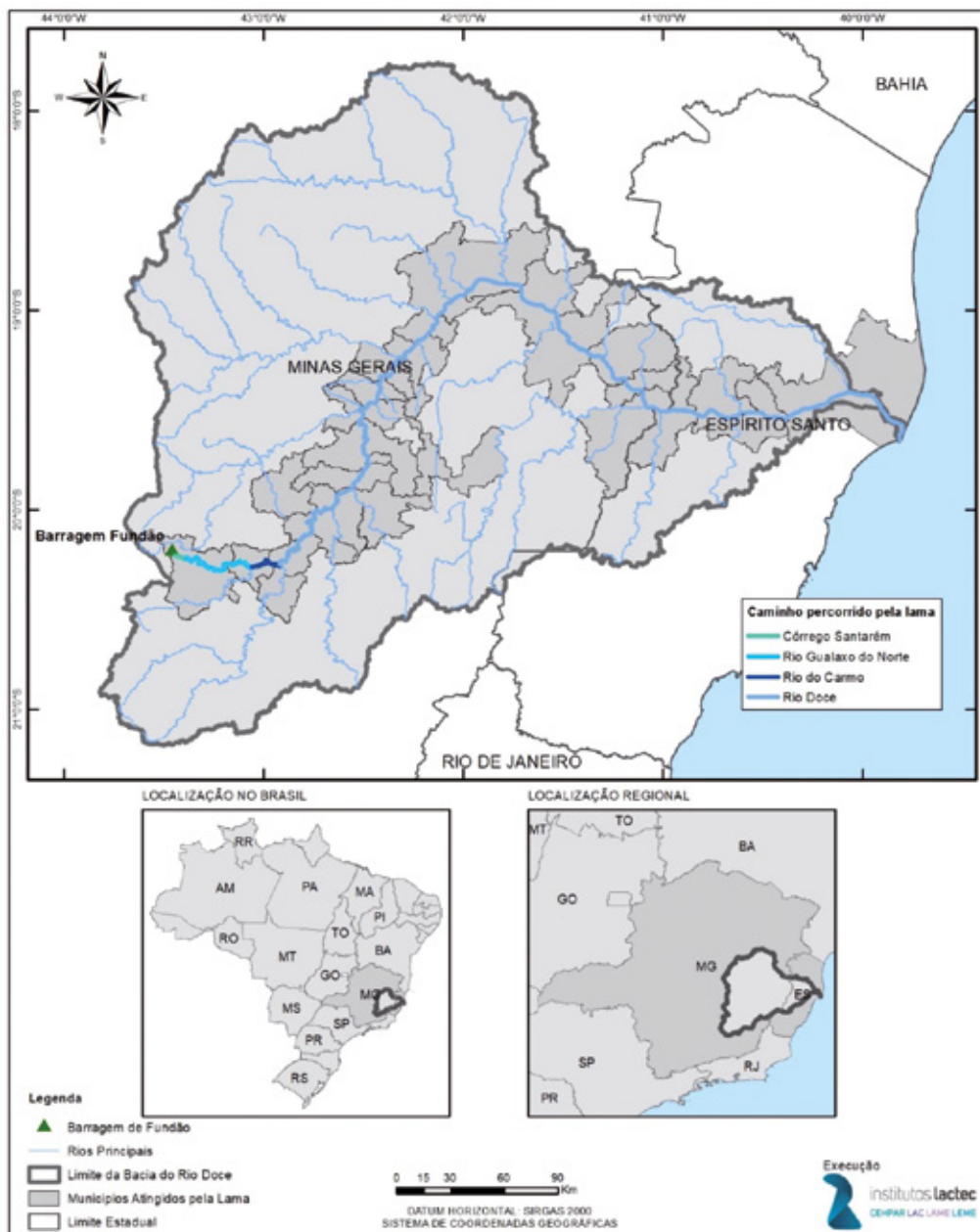
A bacia hidrográfica do rio Doce é considerada a quinta maior bacia hidrográfica brasileira, com uma área de drenagem de 83.400 km², a qual atravessa o território de dois estados da região Sudeste do Brasil, Minas Gerais e Espírito Santo (Figura 1). O estado de Minas Gerais detém 86% da área de drenagem dessa bacia, enquanto no estado do Espírito Santo, a área de drenagem representa 14% (ANDRADE, 2003; MORAIS, 2009; EUCLYDES et al., 2010; CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010, CBH-DOCE, 2014; ESPINDOLA et al., 2016; ANA, 2016c; LIMA, 2016; LEONARDO et al., 2017). A bacia do rio Doce delimita-se ao sul com a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul e as bacias do litoral sul do Espírito Santo, a sudoeste com a bacia hidrográfica do rio Grande, a oeste com a bacia hidrográfica do rio São Francisco, ao norte e noroeste com a bacia hidrográfica do rio Jequitinhonha e a nordeste com as bacias do litoral norte do Espírito Santo (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010).

Dentro do estado de Minas Gerais, a bacia hidrográfica do rio Doce está subdividida em seis Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRHs), as quais correspondem às seguintes sub-bacias e seus respectivos Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs): rio Piranga (DO1), rio Piracicaba (DO2), rio Santo Antônio (DO3), rio Suaçuí (DO4), rio Caratinga (DO5) e rio Manhuaçu (DO6). No Espírito Santo, não há subdivisões administrativas, mas sim CBHs, tais como: dos rios Santa Maria do Doce, Guandu e Pontões e lagoas do rio Doce (EUCLYDES et al., 2010; CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; CBH-DOCE, 2014; LIMA, 2016).

O rio Doce, especificamente, tem suas nascentes no planalto do estado de Minas Gerais, nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, com altitudes superiores a 1.100 m, e está subdividido em: Alto curso – desde as cabeceiras na Serra da Trapizonga até a foz do rio Matipó; Médio curso – da confluência do rio Matipó até a divisa de MG/ES – foz do rio Manhuaçu, na cidade de Aimorés; e o Baixo curso – da divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo até a foz do rio Doce (ALMEIDA et al., 2004; ANA, 2012). O rio nasce exatamente na confluência dos rios Piranga e do Carmo, na região denominada de “Alto rio Doce”. A extensão territorial percorrida pelas águas desse rio é de cerca de 880 km até que atinja o oceano Atlântico, na região de Regência, no Estado do Espírito Santo (EUCLYDES et al., 2010; CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; CBH-DOCE, 2014; ANA, 2016c; LIMA, 2016; LEONARDO et al., 2017). Seus principais afluentes pela margem esquerda são os rios: Piracicaba, Santo Antônio e Suaçuí Grande, em Minas Gerais, Pancas e São José, no Espírito Santo; pela margem direita são os rios: Casca, Matipó, Caratinga-Cuieté e Manhuaçu, em Minas Gerais, e Guandu, no Espírito Santo (EUCLYDES, et al. 2010; CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; LIMA, 2016).

No alto curso do rio Doce localiza-se a histórica província geológica do Quadrilátero Ferrífero, descrita por Dorr et al. (1959) como uma clássica geoprovíncia auríferáfera de idade pré-cambriana. Nessa região, encontram-se as mais importantes jazidas de ferro de Minas Gerais.

Figura 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Doce, com destaque para o caminho percorrido pela lama de rejeitos.



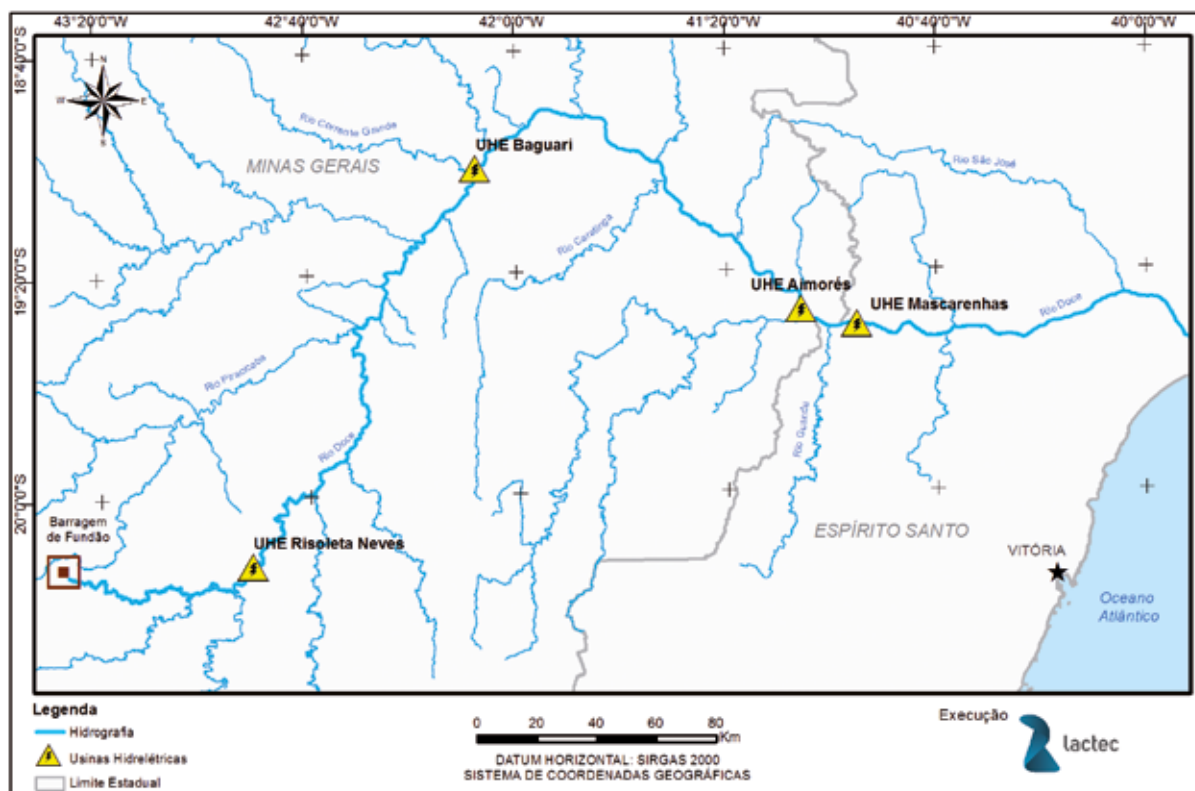
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Na bacia do rio Doce, de acordo com ANA (2016), o relevo é bastante acidentado, condicionando a construção do espaço urbano junto aos cursos d'água. A bacia apresenta grande supressão da cobertura vegetal e as pastagens encontram-se bastante degradadas. Além disso, as características de solos e relevo levaram a bacia a uma condição de fragilidade no tocante à susceptibilidade à erosão. Outra problemática da região são as minerações a montante, nas cabeceiras das drenagens, e a falta de tratamento de esgotos domésticos.

Ao longo do rio Doce existem quatro usinas hidrelétricas, de montante para jusante, UHE Risoleta Neves, também conhecida como Candonga, UHE Baguari, UHE Eliézer Batista, também conhecida como Aimorés, e UHE Mascarenhas (Figura 2). Conforme dados de linha-base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019b) as quatro usinas apresentam curto tempo de residência, inferiores a 5 dias. Além disso,

as taxas de assoreamento foram da mesma ordem de grandeza ($<1 \text{ hm}^3/\text{ano}$), excetuando-se a UHE Aimorés, que possui uma taxa de assoreamento muito superior do que as outras UHE ($4,9 \text{ hm}^3/\text{ano}$), muito provavelmente pelo fato de ser o reservatório com maior área.

Figura 2 – Localização dos empreendimentos hidrelétricos e respectivos reservatórios instalados na calha do rio Doce, no trecho percorrido pela lama de rejeitos.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

2.1 CARACTERÍSTICAS DA LINHA-BASE DOS AMBIENTES AFETADOS

Neste capítulo é apresentada uma síntese de dados da linha-base sobre os ambientes afetados, anteriormente ao desastre. Para maior detalhamento, consultar os respectivos relatórios de linha-base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a,b; 2019a,b,c,d).

Conforme os dados de linha-base do Ambiente Aquático Continental (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a,b; 2019b), antes do desastre, elevados percentuais (acima de 20%, chegando até a 100%) de não conformidades de coliformes termotolerantes foram registrados em todas as estações de monitoramento de qualidade de água avaliadas, confirmando a problemática da falta de tratamento de esgoto na região de estudo.

Entre os metais, o manganês total foi o que apresentou percentuais de desacordos superiores a 20% dos eventos amostrais em praticamente todas as estações do IGAM no rio Doce. Em relação aos tributários do rio Doce, em Minas Gerais, nas estações dos rios do Carmo, Piranga, Casca, Ribeirão Sacramento, Piracicaba, Corrente Grande, Caratinga e Manhuaçu também foram observados percentuais de desacordos iguais ou superiores a 20%. Em relação a outras referências utilizadas, ressalta-se que no rio Doce, já no estado do Espírito Santo, a análise de laudos fornecidos pelo SANEAR Colatina

também indicou concentrações de manganês total superiores ao limite legislado. Ao que tudo indica, esses teores devem estar associados ao *background*, que é naturalmente elevado nas rochas e solos dessa região, principalmente nas cabeceiras dessas drenagens. Apesar desse elemento estar associado ao ferro, sua solubilidade é relativamente mais elevada, razão pela qual ocorreram também maiores índices de desacordos.

Verificou-se uma grande influência dos períodos seco e chuvoso na qualidade da água no rio Doce. No período chuvoso, inclusive, observaram-se aumentos de concentrações para os seguintes parâmetros: cor verdadeira, sólidos totais, sólidos em suspensão totais, turbidez, fósforo total, nitrogênio orgânico, alumínio total e dissolvido, chumbo total, cobre total, ferro dissolvido e manganês total.

As avaliações realizadas e estudos sobre a água subterrânea mostraram haver carências de informações históricas facilmente acessíveis sobre a qualidade da água na bacia do rio Doce, anteriores ao rompimento da barragem de Fundão.

Em relação à comunidade fitoplanctônica, de uma maneira geral o rio Doce e seus tributários apresentaram elevada riqueza de espécies. Entretanto, para algumas estações amostrais, os valores de clorofila-a e de densidade celular de cianobactérias estiveram acima do limite legislado (Resolução CONAMA nº 357/2005), dando indicativo de degradação ambiental. Já, para o zooplâncton houve predomínio de rotíferos, fenômeno comum em ambientes tropicais e subtropicais e que pode estar associado com a presença de sedimentos em suspensão, além de serem organismos resistentes a diferentes condições ambientais (NEVES et al., 2003; PEDROZO; ROCHA, 2005).

A ictiofauna registrada na bacia do rio Doce é composta por espécies de pequeno (< 20 cm), médio (entre 20 e 40 cm) e grande porte (>40 cm), e a participação das diferentes ordens reflete a situação descrita para os rios neotropicais por Lowe-McConnell (1987), sendo que a maioria dos peixes pertence às ordens Characiformes e Siluriformes. De acordo com o levantamento de dados realizado na linha-base, as 110 espécies nativas e introduzidas registradas para os ambientes de água doce da bacia estão distribuídas em 10 ordens e 28 famílias, sendo Characidae (19 espécies), Loricariidae (17 espécies) e Cichlidae (10 espécies), as mais representativas (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b; 2019b).

Entre as 82 espécies nativas registradas, 15 foram consideradas endêmicas, ou seja, ocorrem exclusivamente na bacia do rio Doce.

A região do baixo rio Doce possui um rico e complexo sistema lacustre. Entretanto, de forma oposta às lagoas do médio rio Doce, algumas lagoas do baixo são anualmente inundadas com as águas provenientes do rio Doce, principalmente quando este extrapola a sua calha principal nos eventos conhecidos como cheias.

Apesar da importância desses ambientes para os usuários da água na região e na biodiversidade aquática, existem poucos dados prévios ao desastre para caracterização e definição de linha-base.

No que se refere aos sedimentos de fundo, pode-se afirmar que a área de estudo afetada pelo rompimento da barragem de Fundão já apresentava concentrações elevadas de metais-traço há vários anos. Em geral, os trechos com as maiores concentrações localizavam-se nos rios Gualaxo do Norte e do Carmo. Outros trechos também apresentaram concentrações mais elevadas de determinados metais, como foi o caso do cromo, com concentrações acima do nível 2 estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012 nos rios Piracicaba e Doce, no trecho entre Barra Longa e Aimorés. Normalmente, a

concentração de metais foi maior nos rios mais próximos às minas de Alegria e Timbopeba, decrescendo ao longo do rio Doce. As menores concentrações foram encontradas no estado do Espírito Santo, porém nesse trecho também havia menor número de dados disponíveis.

Pela comunidade de macroinvertebrados aquáticos encontrada na linha-base, foi observado um ambiente fortemente alterado com baixa qualidade ambiental que pode estar relacionada às atividades antrópicas, refletindo a degradação ambiental que a bacia do rio Doce já vinha passando mesmo antes do desastre. A fauna de macroinvertebrados apresentou baixa riqueza e diversidade com prevalência de *taxa* resistentes a alterações ambientais. Fontes de poluição, alterações nas margens dos rios, ausência ou redução de mata ciliar e modificação de *habitats* foram os fatores que, certamente, contribuíram para esse resultado.

Raros foram os estudos ecotoxicológicos ao longo de toda a extensão da bacia hidrográfica do rio Doce antes do desastre. Entre os encontrados, a maior parte realizou apenas uma caracterização química dos elementos presentes em amostras teciduais de peixes em comparação com as amostras de água e/ou sedimentos obtidos de forma pontual, em pontos específicos da bacia e em apenas duas das diversas lagoas existentes na região. Tais estudos já indicavam a existência de contaminação, bem como a ocorrência de bioacumulação e de riscos de biomagnificação, por metais e semimetais nestes organismos.

A atividade de mineração, com seu longo histórico na região e o transporte de minério realizado em grande parte acompanhando o rio Doce por linha férrea, também suscitou a possibilidade de alguma forma de contaminação do solo, da água e do ar. Logo, a fauna aquática vem refletindo as condições de degradação ambiental da bacia do rio Doce existentes previamente ao desastre.

Conforme os dados de linha-base do Ambiente Terrestre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a,b; 2019c), anteriormente ao desastre, os solos apresentavam valores medianos de pH acima de 5,9 mesmo em profundidades superiores a 20 cm e ausência de Al trocável. Em relação à disponibilidade dos nutrientes K, Ca e Mg na profundidade de 0-20 cm, os teores medianos foram 0,05; 2,48 e 0,61 cmolc dm⁻³, respectivamente. Não foram obtidos registros para os teores de Na, bem como de micronutrientes no solo (Fe, Cu, Mn e Zn), e o teor mediano de P disponível foi de 4,7 mg dm⁻³. Foram obtidos valores medianos de capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T) de 4,63 cmolc dm⁻³, de carbono orgânico de 0,77% e de saturação por bases de 66,6%.

Os teores medianos de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) encontrados nos solos de várzea para As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn, para a camada 0-20 cm, foram: 31,9; 505,45; 2,45; 17,75; 95,9; 23,1; 62,2; 20,9; 55,1; e 51,1 mg kg⁻¹, respectivamente. Não foram encontrados, para esse contexto, os teores de Ag, Hg, Sr, Sb e Se. Os EPTs As, Cd, Cr e Ni estão acima dos valores de prevenção preconizados pela Resolução CONAMA nº 420/2009.

Quanto à cobertura vegetal da bacia do rio Doce, esta é originalmente coberta por formações florestais e campestres do domínio fitogeográfico da Mata Atlântica, embora haja influência do domínio do Cerrado em determinadas regiões. Os remanescentes de vegetação antes do desastre, já compunham um cenário altamente fragmentado, sendo reflexos de vários ciclos econômicos de exploração imediatista da bacia ao longo do tempo. Em sua maioria, os estudos sobre a flora da região antes do desastre foram desenvolvidos dentro de unidades de conservação (UCs) ou áreas protegidas. A

faixa de mata ciliar presente ao longo do rio, e que foi efetivamente danificada, carece de informações mais específicas a respeito de sua biodiversidade e recursos.

A fauna terrestre da bacia do rio Doce é caracterizada por abranger duas grandes províncias biogeográficas, referentes à Mata Paranaense na porção mineira, e à Floresta Atlântica no trecho capixaba. Há, ainda, alguma setorização nessas duas regiões, embora seja específica para alguns grupos de vertebrados, a exemplo da distribuição geográfica de alguns primatas e aves. Tais limites são importantes em uma avaliação regional e devem compor as expectativas de ocorrência e potencialidade de danos.

Da mesma forma que para a flora, os estudos levantados sobre a fauna da região antes do desastre revelaram que na maior parte do trajeto do rio Doce, de maior interesse ao presente estudo, inexistiram pesquisas *in situ*. Os poucos resultados encontrados concentraram-se em UCs, uma vez que a maior parte da paisagem é dominada por um cenário amplamente afetado por diferentes atividades antrópicas.

Na região ao longo do curso do rio Doce foram identificadas 34 áreas protegidas, divididas em 31 UCs e 3 áreas de proteção especial. Quanto às UCs, 25 são de uso sustentável e 6 de proteção integral. Essas áreas são de fundamental importância para a manutenção da vida silvestre, em especial das espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção.

Conforme os dados de linha-base da Zona Costeira e Marinha (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a,b; 2019d), o delta do rio Doce é um dos mais expressivos do Brasil, excedendo 2.500 km², e é dominado por ondas apresentando características de delta destrutivo. Possui um único canal fluvial sem meandros nem tributários, que lança ao mar grande quantidade de material clástico. Além do volumoso aporte sedimentar, o fluxo do rio atua no bloqueio de sedimentos transportados pela corrente costeira, levando à deposição de sedimento em sua foz (ALBINO, 1999). O rio tem pouca influência da água do mar devido à força de vazão de suas águas (IPEMA, 2009).

A análise da turbidez na área de estudo por meio de satélite (MODIS) mostrou que a foz do rio Doce já apresentava altos valores de turbidez antes do desastre. Além disso, a região da UC de Cassurubá foi o segundo local com os maiores valores. Alguns picos de turbidez com baixa intensidade apareceram na região de Abrolhos para os percentis 95 e 99, o que denota que mesmo antes do desastre existiam fenômenos que aumentavam a turbidez na região.

Em relação às concentrações de EPTs, para o estuário do rio Doce foram obtidos os dados de metais totais no período pré-desastre do banco de dados da ANA, representando as condições de chegada das águas à foz do rio Doce. Para os dados mais próximos à foz, representando as condições do estuário, foram obtidos os dados coletados pela UFES (2017), coletados 12 e 10 dias antes da chegada da pluma de sedimentos à foz do rio Doce. Entre os dados da ANA, em relação aos valores orientadores da Resolução CONAMA nº 357/2005, apenas os parâmetros chumbo total e arsênio total apresentaram valores que superaram os limites estabelecidos para águas doces Classe 2. Para os dados da UFES, os parâmetros cromo total, arsênio total, manganês e selênio total apresentaram concentrações acima dos limites da Classe 1 para águas salobras. As concentrações de metais no material particulado em suspensão na foz do rio Doce apresentaram a seguinte dominância de metais: Fe> Al> Mn> Ba> Pb> Cr> V> Zn> Ni> Cu> As> Se> Be> Co> Ag> Cd> U.

Os dados existentes antes do desastre para os sedimentos fluviais e estuarinos mostraram, na sua maioria, sedimentos arenosos para as áreas estudadas. Em relação aos elementos químicos, na maioria dos estudos analisados, somente o metal arsênio apresentou concentrações acima do Nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012. Outros elementos apresentaram concentrações acima do Nível 1 em algumas poucas amostras pontuais.

Na porção terrestre do ambiente costeiro, cada uma das formações vegetais na região da foz do rio Doce: restinga, mangue, campos e florestas inundáveis e a mata de cabruca, possui uma florística dependente de fatores abióticos (geologia, relevo, solo, lençol freático, entre outros) e da dinâmica do próprio rio.

O ambiente marinho do Espírito Santo, anteriormente ao desastre, abrigava elevada biodiversidade e produtividade, com destaque para a formação do banco de Abrolhos, que se estende da região marinha próxima à foz do rio Doce até o sul da Bahia, com a presença do maior e mais diverso ecossistema de recifes de coral e maior sítio de reprodução das baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) do Atlântico Sul. A região litorânea do estado é de grande importância para diferentes espécies de tartarugas, golfinhos, peixes, aves marinhas e invertebrados, com elevada diversidade, ocorrência de endemismos e de espécies ameaçadas de extinção (DUTRA et al. 2006; BRASIL, 2007; IA-RBMA, 2014).

A diversidade e a densidade do fitoplâncton de áreas estuarinas e marinhas próximas à desembocadura do rio Doce, bem como do estado do Espírito Santo, são pouco conhecidas. A maior parte das pesquisas desenvolvidas com esses organismos apresentou um enfoque ecológico e poucas apresentaram a relação das espécies encontradas. Já, o zooplâncton do ambiente marinho do litoral do Espírito Santo foi dominado por Copepoda, o que mostra um padrão característico da área marinha, onde os crustáceos são dominantes, especialmente esse grupo.

A composição da fauna bêntica de fundos inconsolidados da zona costeira varia de acordo com a energia local. Na foz do rio Doce, a fauna bêntica apresenta baixa diversidade, sendo dominada por espécies de substrato inconsolidado, resistentes aos altos níveis de sedimentação provocados pela descarga do rio.

A composição da ictiofauna na região marinha adjacente à foz do rio Doce é formada por espécies das famílias Atherinidae, Carangidae, Clupeidae, Engraulidae e Sciaenidae. A maior abundância de espécies é encontrada nas áreas mais rasas, sendo encontradas espécies pelágicas, demersais e bentônicas (YAMAGUTI et al., 1994). Nesses locais, há áreas de reprodução, além de serem locais onde os juvenis se abrigam em busca alimento ou outras condições que favoreçam o desenvolvimento.

Apesar de ainda serem incipientes os conhecimentos acerca dos hábitos dos quelônios marinhos ao longo da costa brasileira, é notória a importância do litoral do Espírito Santo para todas as espécies ocorrentes no país, em especial para a tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) e a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*), que utilizam a região para reprodução. Preteritamente ao evento em análise, as oscilações anuais nos parâmetros reprodutivos e ocorrência de espécies eram consideradas normais. As taxas de enalhe e mortalidade denotavam não ser decorrência de um evento específico, sendo atribuídas, principalmente, à ingestão de lixo e à pesca acidental.

Para os cetáceos, das 32 espécies já registradas na costa do estado do Espírito Santo, três delas destacaram-se por serem exclusivamente costeiras, como o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha

(*Pontoporia blainvillei*), ou por usarem intensivamente as regiões costeiras para reprodução, como é o caso da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*). Além disso, essas espécies estão ameaçadas de extinção ou ainda encontram-se recuperando-se de impactos sofridos nas últimas décadas, como a caça comercial. O boto-cinza é a espécie mais interessante do ponto de vista de monitoramento, devido à sua abrangência e a utilização do *habitat*. A espécie utiliza a região o ano todo, com populações residentes ao longo da costa e observações pretéritas de uso intenso da região da foz do rio Doce e adjacências.

Para a porção marinha estuarina, até a ocorrência do desastre não haviam sido realizados estudos de ecotoxicologia na região da foz do rio Doce (Regência). A maior parte dos estudos foi realizada na região de Vitória, reconhecidamente impactada por diferentes fontes antrópicas. Assim, as informações levantadas indicam a contaminação da porção marinha-estuarina por diferentes fontes de poluição, bem como, já demonstravam acúmulo de diferentes metais e semimetais na biota ao longo da região costeira.

A biodiversidade, associada aos ecossistemas marinhos da área de abrangência deste estudo, com a ocorrência de diferentes espécies de peixes, aves, cetáceos e quelônios marinhos, inclusive de espécies endêmicas, raras e ameaçadas de extinção em nível global como a baleia-jubarte, toninha, tartaruga-gigante e tartaruga-cabeçuda, denota a extrema importância biológica dessa região. Contudo, a existência de unidades de conservação de proteção integral, que visam restringir o uso dos recursos naturais e aumentar a proteção desses ecossistemas e de toda sua biodiversidade, é baixa, sendo protegidos em torno 108 mil ha dos ecossistemas marinhos dessa região, enquanto as unidades de conservação de uso sustentável perfazem um total aproximado de 250 mil ha. A quantidade de áreas prioritárias para a conservação extremamente alta, muito alta e alta existentes nessa região reflete as suas características ambientais e reforça a necessidade do desenvolvimento de ações que visem aumentar a proteção e conservação de toda essa região.

Além da importância ecológica, essa área é de grande importância econômica e social, sendo que inúmeras das espécies de peixes, crustáceos e moluscos, entre outros, são fontes de recurso alimentar e econômico para as comunidades do entorno. Entretanto, enquanto os dados mostram a grande importância biológica, ecológica e socioeconômica da região de estudo, mostram, também, a carência de estudos e informações sobre diversos ecossistemas.

A respeito do levantamento de dados sobre o patrimônio cultural (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018c), obteve-se um total de 5.040 bens e referências culturais, sendo 395 sítios arqueológicos cadastrados no CNSA/IPHAN, e outros 4.645 itens (acauteladas ou não) relacionados às demais categorias, morfologias e esferas de proteção estabelecidas para o patrimônio cultural, em consonância com a literatura, legislação brasileira e cartas patrimoniais internacionais aos quais o Brasil é signatário. Do total do patrimônio cultural evidenciado, 216 são protegidos pela Figura do tombamento, sendo 60 bens tombados pela União, 18 bens em âmbito estadual e 138 bens em âmbito municipal (alguns submetidos a tombamento em mais de uma instância), estando predominantemente localizados em áreas urbanizadas. Além disso, 94% dos registros encontram-se no estado de Minas Gerais.

No que tange à sua categorização, predominaram no conjunto de bens identificados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018c) as edificações (2.468 itens, representando 48,96% do total de 5040), seguidas

pelos bens móveis (883 itens, representando 17,51% do total) e lugares (791 itens, representando 15,69% do total). Somam-se ainda arquivos (115 itens, representando 2,28% do total), patrimônio ferroviário (42 itens, representando 0,83% do total), bens arqueológicos (402 itens, inclusas coleções registradas em âmbito municipal, representando 7,97% do total), celebrações (196 itens, representando 3,88% do total), ofícios, saberes e modos de fazer (60 itens, representando 1,19% do total), formas de expressão (115 itens, representando 2,28% do total), pessoas de referência (50 itens, representando 0,99% do total); tornando expressas as marcas da tradição e trajetória dos estudos e trabalhos relacionados à preservação do patrimônio cultural no Brasil, amplamente lastreados na materialidade (apenas 8,2% dos bens e referências identificadas são compostos por formas de saber, celebrações, ofícios e outras formas do patrimônio imaterial ou intangível), cabendo evidenciar que em termos de distribuição dos itens nas diferentes categorias, um bem ou referência cultural podem estar referenciados em diferentes categorias, motivo pela qual a soma dos itens pode apresentar discrepância.

Em linhas gerais, o conjunto de sítios arqueológicos remeteu a três grandes cenários de ocupação da região do vale do rio Doce e seu entorno, mostrando evidências relacionadas à passagem e instalação de caçadores-coletores-pescadores antigos (sítios oficina, sambaquis, acampamentos conchíferos, sinalações rupestres, etc); aldeias associadas à instalação na região de indígenas horticultores ceramistas afiliados a diversos grupos linguísticos, e, por fim, um cenário histórico (envolvendo testemunhos materiais relacionados a unidades habitacionais isoladas e núcleos urbanos, sedes rurais, áreas de mineração, edificações de caráter religioso e assim por diante), abarcando um espectro temporal de mais de 10 mil anos. Entre o total dos sítios evidenciados, ao menos 43 sítios, guardam proximidade do rio.

Com relação aos demais bens culturais acautelados (bens materiais, lugares, celebrações, formas de fazer, etc.) e referências não protegidas, se circunscrevem, fundamentalmente, ao cenário dito histórico, contemplando cronologicamente desde os primeiros contatos e início do processo de colonização a partir do século XVI até o momento presente, inclusas referências relacionadas ao período de industrialização vivenciado ao longo do médio vale do rio Doce.

Desse modo, o conjunto de informações obtidas e consistidas permite delinear um quadro suficientemente amplo e rico a respeito do patrimônio cultural presente na região de interesse, num momento imediatamente anterior ao evento de rompimento da barragem de Fundão. Convém ressaltar que o patrimônio cultural contempla tanto os bens arqueológicos e bens tombados, registrados e valorados, quanto referências culturais não acauteladas.

3 ANÁLISE CLIMÁTICA

No relatório da linha-base foram realizadas análises climáticas das vazões e precipitações na bacia do rio Doce para o período pré-desastre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a). Até o presente momento, devido ao relativo curto espaço de tempo que se passou (do ponto de vista climatológico), a fase pós-desastre não apresenta um conjunto de dados suficiente para um estudo de clima isolado do período. Também não é razoável supor que o desastre tenha capacidade de alterar as condições climáticas da região.

Neste contexto, o presente texto trata da comparação entre a condição climática definida na linha-base e os dados de vazão e precipitação obtidos após o desastre. Isto possibilita verificar se valores extremos foram registrados, auxiliando as demais análises do diagnóstico ambiental.

Para que a comparação fosse coerente, só foram consideradas estações que já haviam sido utilizadas na análise do período pré-desastre.

Na sequência é apresentada a metodologia aplicada e os resultados obtidos.

3.1 METODOLOGIA

Séries de vazões e precipitações foram coletadas utilizando o banco de dados da Agência Nacional de Águas do Brasil (ANA, 2019). Apenas estações utilizadas na linha-base foram utilizadas.

Todos os cálculos realizados, bem como rotinas para leitura e escrita de dados, bem como os gráficos apresentados, foram construídos com códigos escritos na linguagem *Python 3.6*. Mapas foram preparados com o *software QGIS 3.6*. Na sequência são apresentados os métodos de avaliação dos dados de precipitação e de vazão.

3.1.1 MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO

Com as séries de precipitação, foram calculados acumulados mensais de precipitação para todos os meses desde novembro de 2015 até dezembro de 2018 de acordo com a equação:

$$P_k = \sum_{i=0}^n P_i$$

onde P_k é a precipitação acumulada do mês k (por exemplo, novembro de 2015) e P_i é a precipitação do dia i (cada um dos dias do mês) e n é o número de dias daquele mês. Só foram considerados os meses que apresentavam dados em pelo menos 80% dos dias.

Uma vez calculados os acumulados de precipitação, foram calculadas as suas respectivas anomalias: diferença entre a precipitação de cada mês e a precipitação média do período da linha-base para aquele respectivo mês, conforme a equação:

$$A_k = P_k - \bar{P}_m$$

onde A_k é a anomalia de precipitação do mês k (por exemplo, novembro de 2015) e \bar{P}_m é a precipitação média do mês m referente ao mês k (por exemplo, se k é novembro de 2015, m é o mês de novembro e \bar{P}_m é a média dos acumulados de todos os meses de novembro do período da linha-base).

Calculadas as anomalias de precipitação, foram preparados mapas contendo isoietas (linhas de igual valor de precipitação) similares àquelas apresentadas na linha-base, mas dessa vez, ao invés da média de cada mês, foram utilizadas as anomalias de precipitação. A interpolação utilizada nos mapas foi o método da ponderação pelo inverso da distância (IDW – *Inverse Distance Weighting*), com peso 2, já implementado no software utilizado neste relatório - QGIS 3.6.

Para cada acumulado de precipitação mensal, foi estimado qual o tempo de retorno (TR) de cada valor, conforme a equação:

$$TR = \frac{n}{i}$$

onde TR é o tempo de retorno em anos de um determinado acumulado de precipitação (por exemplo novembro de 2015), n é o tamanho da série temporal (se há medições de acumulados de novembro de 1975 até 2018, n é igual a 44) e i é o índice do acumulado de precipitação quando a série é ordenada (se o acumulado de novembro de 2015 é o sétimo maior valor da série de todos os meses de novembro, i é igual a 7).

Para os meses em que a anomalia de precipitação foi positiva, o tempo de retorno calculado foi obtido ordenando a série do maior para o menor valor. Caso contrário (anomalia negativa), a série foi ordenada do menor para o maior valor. Assim foi possível estimar o quão raro é um evento de precipitação acima da média, bem como a raridade de um registro abaixo da média histórica.

3.1.2 MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DAS VAZÕES

Utilizando as séries de vazões obtidas do banco de dados da ANA, foram identificados os dados disponíveis do período pós-desastre e foram comparadas as séries temporais de cada estação com a análise de extremos já realizada na linha-base.

As vazões máximas diárias para diferentes tempos de retorno obtidas na linha-base foram comparadas com as vazões diárias do período pós-desastre na forma de gráficos.

Foram calculadas vazões médias de 7 dias utilizando a equação:

$$\bar{Q}_{7d} = \frac{1}{7} \sum_{i=-3}^3 Q_{d-i}$$

onde \bar{Q}_{7d} é a vazão média de 7 dias do dia d , Q_{d-i} é a vazão do dia $d - i$. Só foram considerados os períodos que apresentavam 7 dias de medição, sem falhas.

As vazões médias de 7 dias foram comparadas com as estatísticas também apresentadas no relatório da linha-base que representam vazões mínimas como a $Q_{7,10}$ (vazão mínima de 7 dias de duração com tempo de retorno de 10 anos) Q_{90} e Q_{95} – vazões da curva de permanência correspondentes às frequências de 90% e 95%, respectivamente. De uma forma mais clara, a Q_{95} é uma vazão tal que, estatisticamente, 95% dos dados daquela estação são maiores do que este valor, portanto, os dados de vazão desta estação só são menores do que este valor em 5% do período de medição daquela estação.

3.2 AVALIAÇÃO DO PERÍODO PÓS-DESASTRE

As seções seguintes apresentam a avaliação do período pós-desastre para a vazão e precipitação.

3.2.1 ANÁLISE DAS PRECIPITAÇÕES

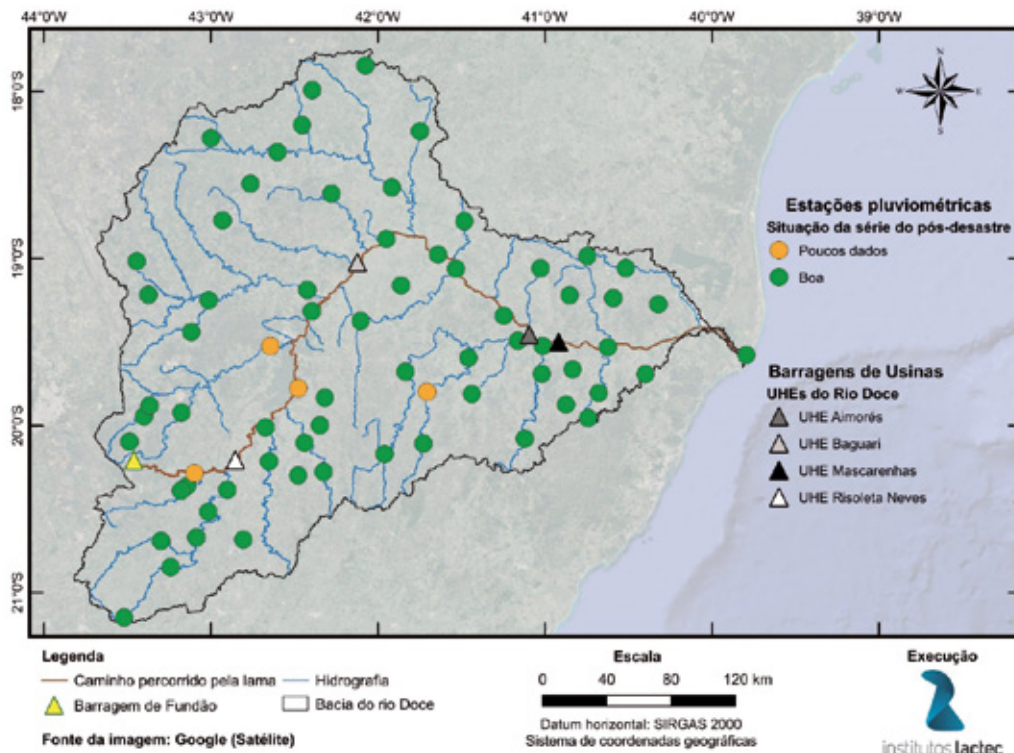
No relatório da linha-base, foram utilizadas 69 estações pluviométricas. A Tabela 1 e a Figura 3 mostram os dados e a localização das estações na bacia do rio Doce.

Tabela 1 – Estações fluviométricas. Destacadas as estações com poucos dados período pós-desastre (laranja).

Código	Latitude	Longitude	Situação da série
1742017	-17,8456	-42,0756	Boa
1742019	-17,9922	-42,3939	Boa
1840000	-18,9856	-40,7461	Boa
1841001	-18,5747	-41,9178	Boa
1841003	-18,2386	-41,7486	Boa
1841011	-18,9764	-41,6403	Boa
1841019	-18,7769	-41,4828	Boa
1841020	-18,8831	-41,9503	Boa
1842004	-18,3631	-42,6022	Boa
1842005	-18,6119	-42,2786	Boa
1842007	-18,7722	-42,9311	Boa
1842008	-18,2011	-42,4553	Boa
1842020	-18,5528	-42,7642	Boa
1843012	-18,2797	-43,0006	Boa
1939002	-19,5775	-39,7944	Boa
1940000	-19,8744	-40,8744	Boa
1940001	-19,8053	-40,6789	Boa
1940005	-19,6922	-40,3981	Boa
1940006	-19,5308	-40,6231	Boa
1940009	-19,2203	-40,8533	Boa
1940012	-19,6636	-40,8353	Boa
1940013	-19,2375	-40,5914	Boa
1940016	-19,0578	-40,5164	Boa
1940020	-19,955	-40,7417	Boa
1940023	-19,2742	-40,3208	Boa
1941000	-19,7989	-41,7061	Poucos dados
1941003	-19,5236	-41,0142	Boa
1941004	-19,3431	-41,2461	Boa
1941005	-19,0617	-41,5328	Boa
1941006	-19,5947	-41,4581	Boa
1941009	-19,6911	-41,02	Boa
1941010	-19,4925	-41,1617	Boa
1941011	-19,6783	-41,8361	Boa

Código	Latitude	Longitude	Situação da série
1941012	-19,0592	-41,0275	Boa
1941018	-19,1617	-41,8622	Boa
1941019	-19,8111	-41,4378	Boa
1942002	-19,8336	-42,3178	Boa
1942006	-19,9989	-42,3475	Boa
1942008	-19,3736	-42,105	Boa
1942029	-19,5247	-42,6442	Poucos dados
1942030	-19,3164	-42,3961	Boa
1942031	-19,7769	-42,4769	Poucos dados
1942032	-19,1886	-42,4228	Boa
1943001	-19,9228	-43,1778	Boa
1943002	-19,0167	-43,4442	Boa
1943003	-19,2503	-43,0144	Boa
1943007	-19,9453	-43,4011	Boa
1943008	-19,4403	-43,1186	Boa
1943025	-19,2175	-43,3742	Boa
1943027	-19,8808	-43,3675	Boa
2041008	-20,1081	-41,7283	Boa
2041023	-20,0786	-41,1214	Boa
2041048	-20,1706	-41,9611	Boa
2042008	-20,1036	-42,44	Boa
2042010	-20,2989	-42,4781	Boa
2042011	-20,2147	-42,6522	Boa
2042016	-20,6825	-42,8067	Boa
2042017	-20,2772	-42,3256	Boa
2042018	-20,3847	-42,9028	Boa
2042031	-20,0114	-42,6742	Boa
2043009	-20,3625	-43,1439	Boa
2043010	-20,6906	-43,2994	Boa
2043011	-20,39	-43,1803	Boa
2043014	-20,6703	-43,0881	Boa
2043025	-20,5167	-43,0167	Boa
2043026	-20,8475	-43,2419	Boa
2043027	-20,2856	-43,0989	Poucos dados
2043059	-20,0969	-43,4881	Boa
2143003	-21,1492	-43,52	Boa

Figura 3 – Localização das estações pluviométricas e situação da série temporal no período pós-desastre.



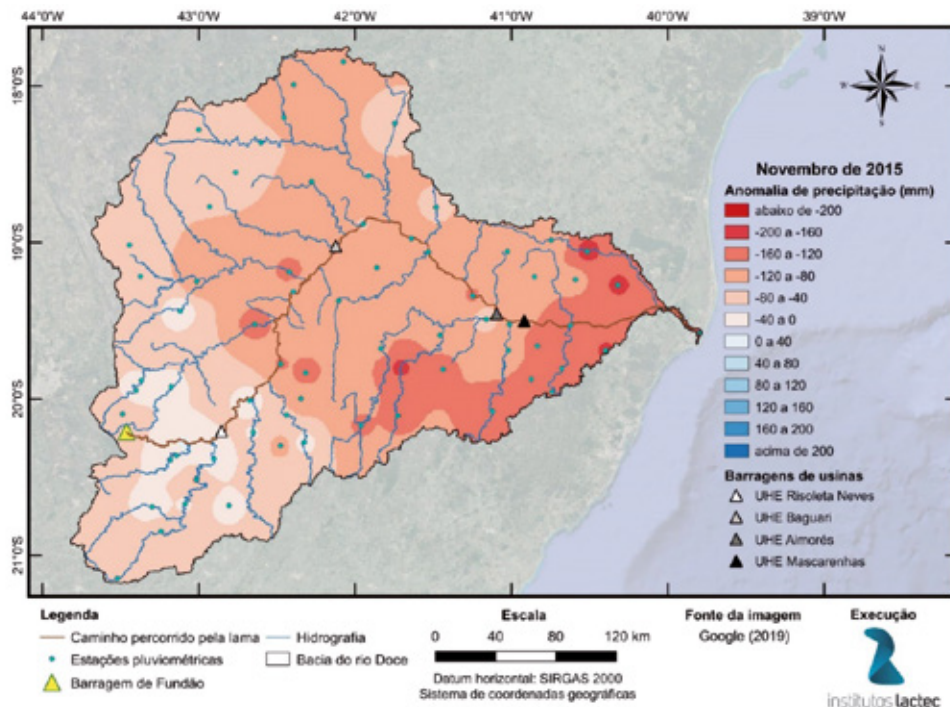
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Mapas de anomalia e do tempo de retorno da precipitação mensal acumulada, apresentados pela Figura 4 até a Figura 12, mostram como foi a precipitação no mês de ocorrência do desastre e nos meses subsequentes.

Nos mapas de anomalia, os valores negativos indicam que a precipitação acumulada do mês ficou abaixo do esperado, considerando a linha-base como valor médio esperado. Por exemplo: valor de -40 mm em um determinado local no mapa de novembro de 2015, indica que a chuva acumulada ficou 40 mm abaixo do esperado (40 mm abaixo da média da linha-base). Para valores positivos, a comparação é a mesma: anomalia de 40 mm significa que a precipitação foi 40 mm mais alta do que o esperado (40 mm acima da média da linha-base).

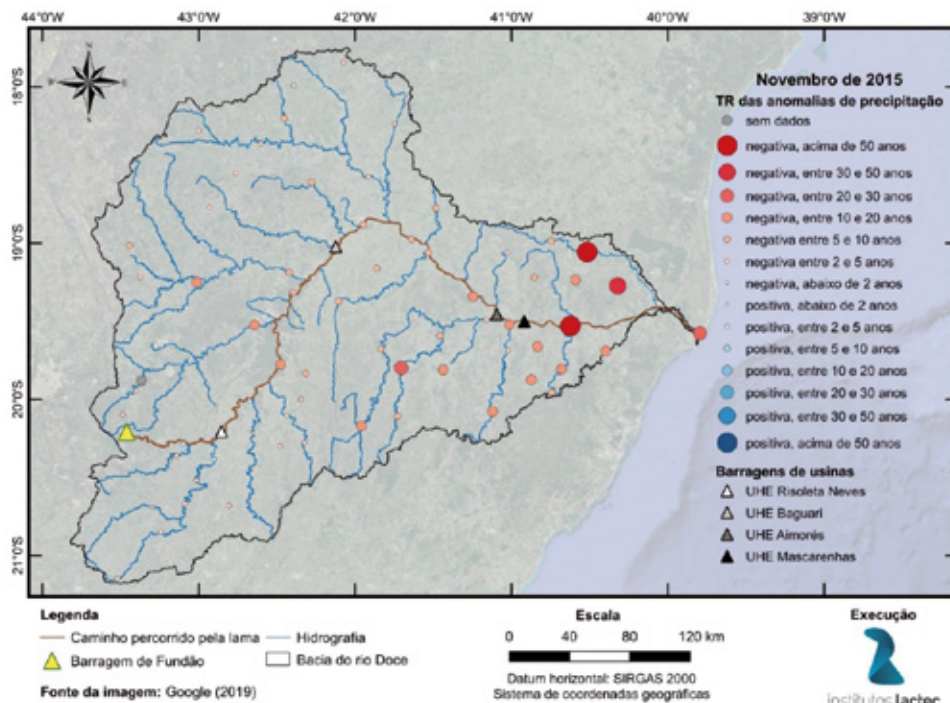
Os mapas de tempo de retorno servem como indicativo da raridade de cada anomalia de precipitação apresentada. A legenda “negativa, acima de 50 anos”, por exemplo, indica que a anomalia de precipitação daquele mês foi negativa (chuva abaixo da média da linha-base) e aquele valor negativo só ocorre estatisticamente, em média, a cada 50 anos. Por sua vez, o termo “positiva, acima de 50 anos” refere-se a um valor positivo de anomalia (precipitação acima da média da linha-base), que só ocorre estatisticamente, em média, a cada 50 anos.

Figura 4 – Anomalias de precipitação de novembro de 2015.



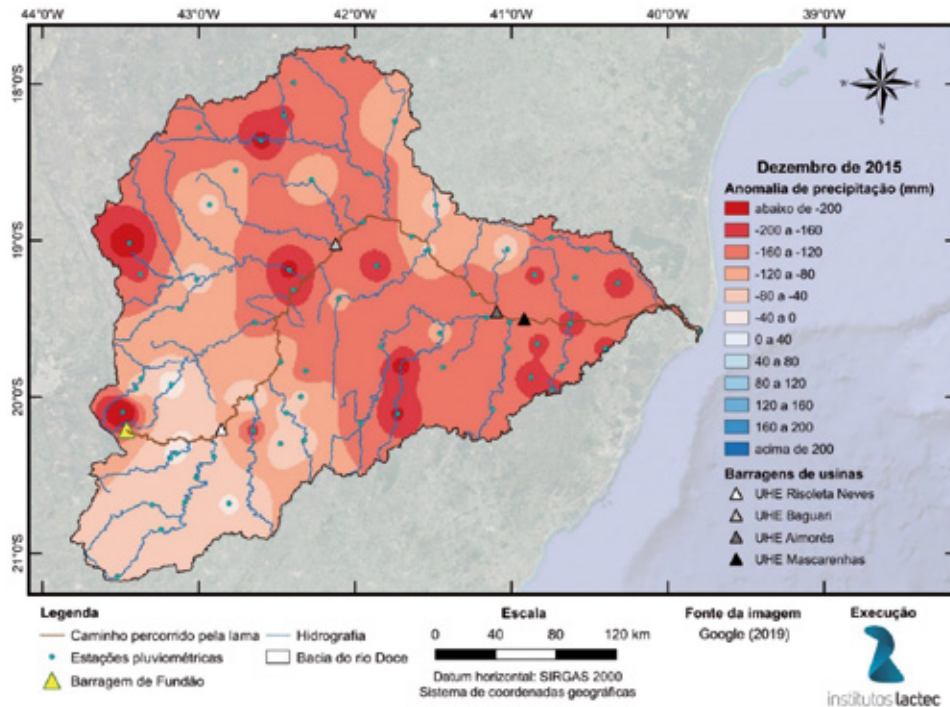
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 5 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de novembro de 2015.



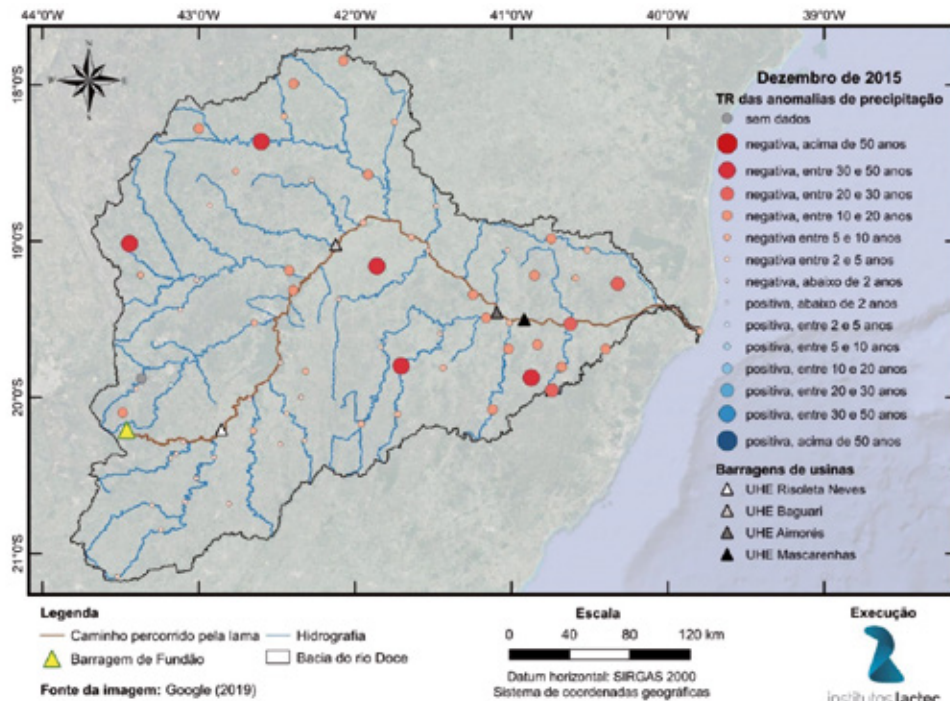
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 6 – Anomalias de precipitação de dezembro de 2015.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 7 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de dezembro de 2015.

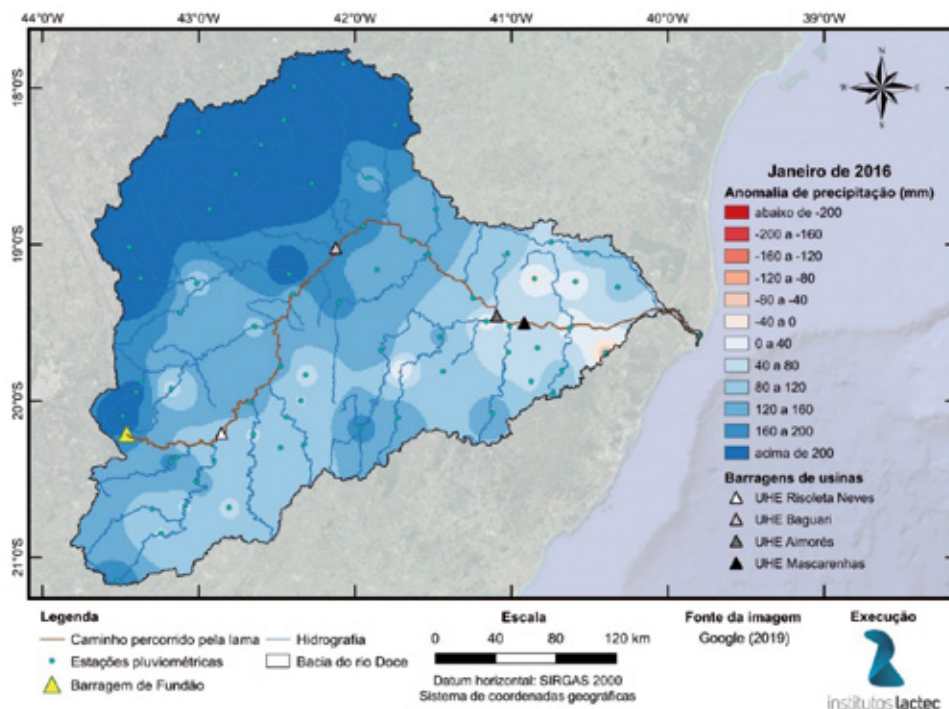


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

A Figura 4 e a Figura 6 mostram que na bacia do rio Doce os dois primeiros meses após o desastre foram, em geral, de precipitação acumulada abaixo da média. Em novembro as anomalias foram menores na região próxima à foz da bacia e, na Figura 5, podemos notar 3 estações que apresentam valores com tempo de retorno acima de 30 anos. Em dezembro grande parte da bacia apresentou anomalias abaixo de -160 mm (ou seja, nestes locais a precipitação acumulada de dezembro foi 160 mm menor do que o esperado para o mês em questão) e muitas estações indicando precipitação com TR acima de 10 anos (Figura 7) e pelo menos 5 delas acima 30 anos. Isto mostra que os dois primeiros meses foram de baixa precipitação e, para algumas regiões, chuva muito abaixo da média.

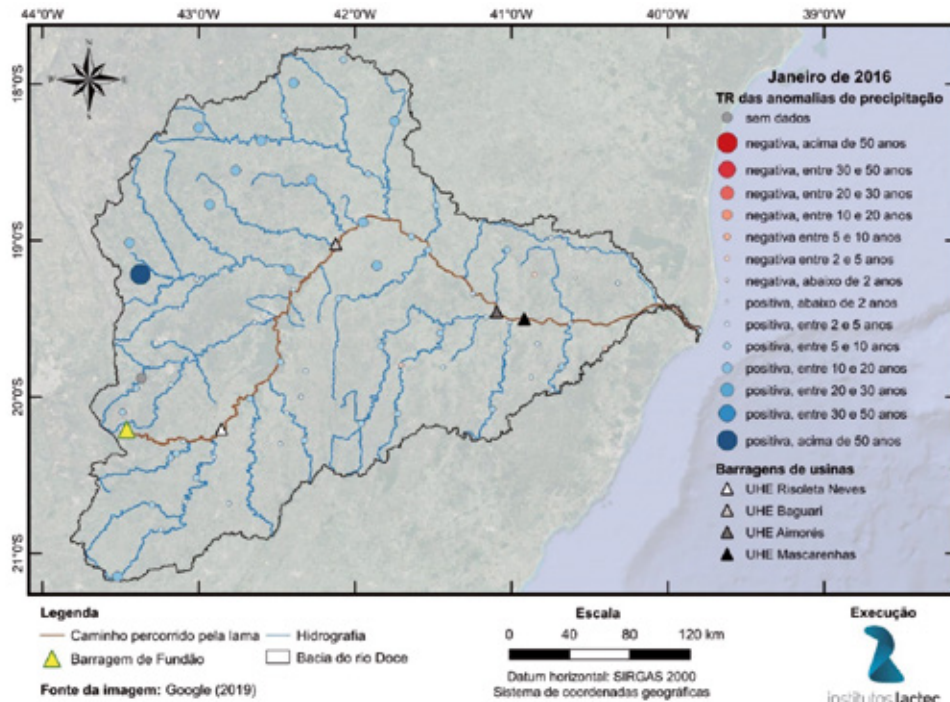
Em janeiro de 2016 vemos pela Figura 8, que acumulados consideráveis de precipitação foram identificados na porção noroeste da bacia. Na Figura 9 é possível notar muitas estações atingiram valores correspondentes a um tempo de retorno acima de 10 anos, sendo que a estação 1943025 atingiu o seu maior valor histórico, representando um tempo de retorno de 74 anos (Figura 10).

Figura 8 – Anomalias de precipitação de janeiro de 2016.



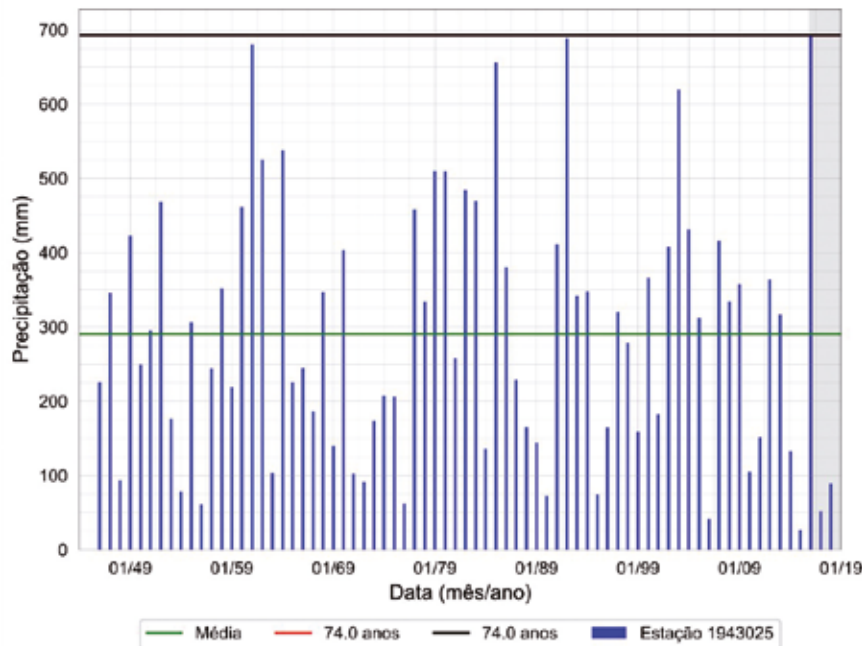
Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

Figura 9 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de janeiro de 2016.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

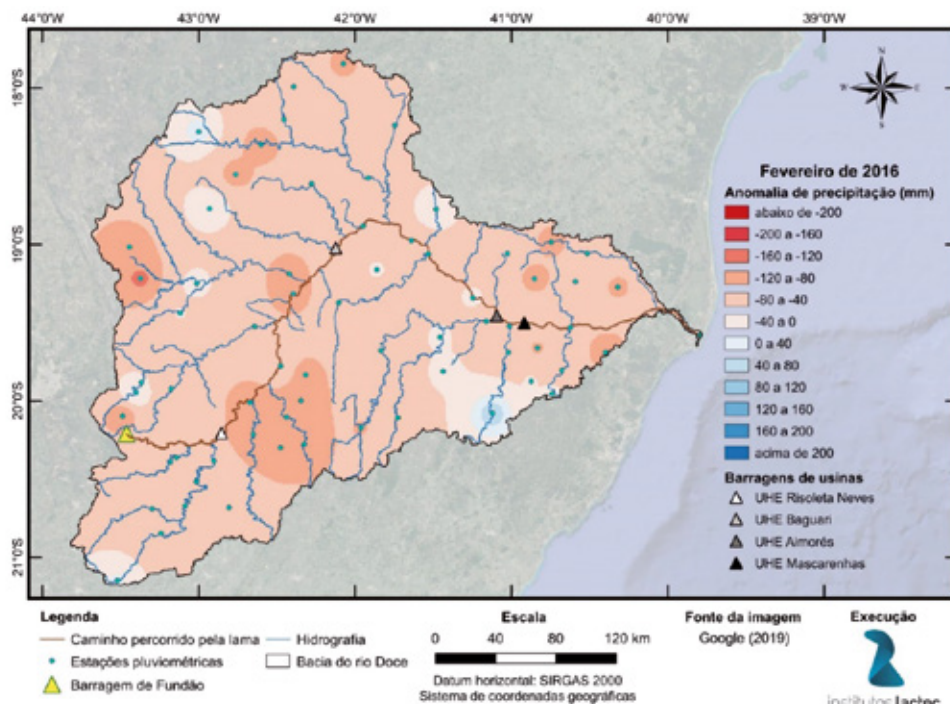
Figura 10 – Precipitações acumuladas de todos os meses de janeiro da estação 1943025: série temporal de precipitações acumuladas (azul), média de longo período (verde), maior TR atingida no período pós-desastre (vermelho), TR do maior valor da série temporal (preto) – linhas preta e vermelha coincidentes neste caso.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

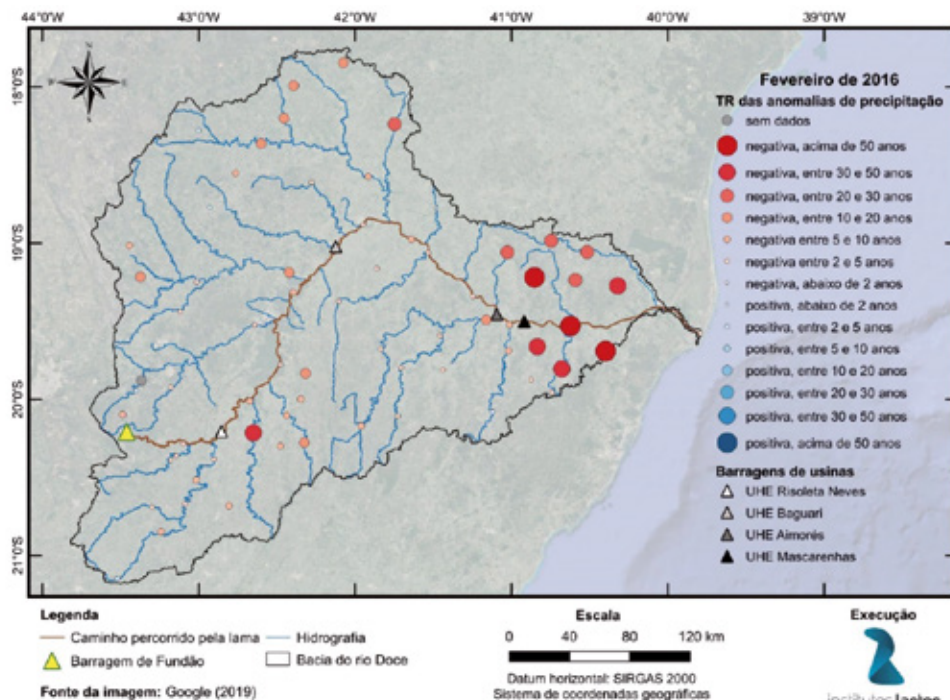
Para o mês de fevereiro as anomalias (Figura 11) foram negativas em grande parte da bacia e, no geral, menores em valor absoluto do que o mês de novembro e (principalmente) dezembro. Entretanto, pela Figura 12, notamos que estas anomalias representam valores extremos principalmente na região mais próxima da foz.

Figura 11 – Anomalias de precipitação de fevereiro de 2016.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 12 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de fevereiro de 2016.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

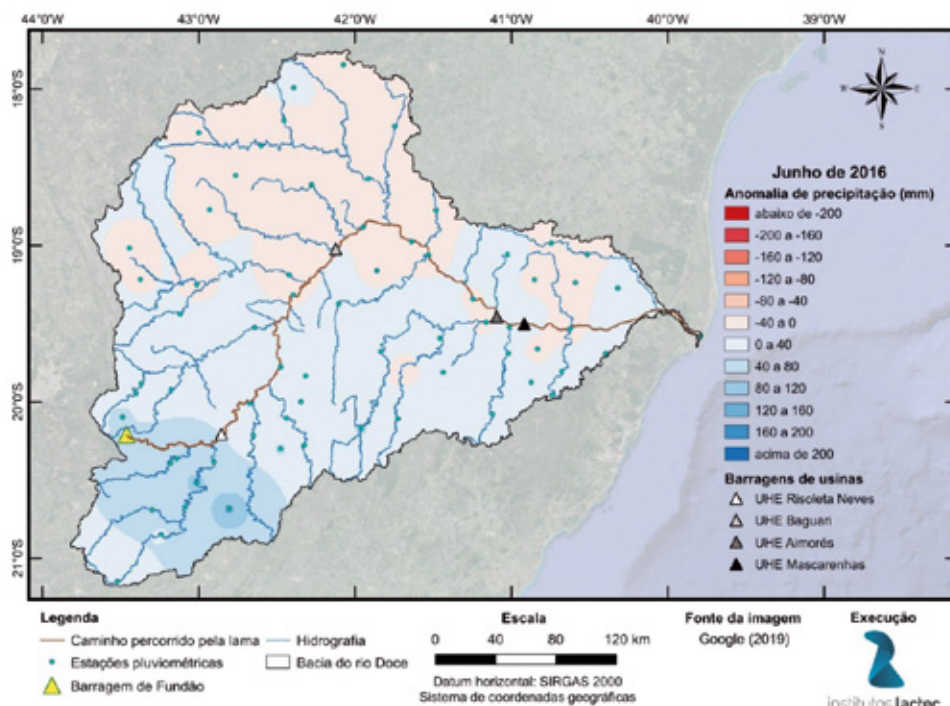
Nos demais meses até o final desta análise (dezembro de 2018), alguns extremos importantes de precipitação foram notados:

- Em junho de 2016 foram encontrados valores de precipitação acima da média com tempo de retorno acima de 20 anos na porção sudoeste da bacia (Figura 13 e Figura 14);

- Em abril de 2017 foram encontrados valores de precipitação acima da média com tempo de retorno acima de 30 anos em diversos pontos da bacia (Figura 15 e Figura 16);
- Em fevereiro de 2018 foram encontrados valores de precipitação acima da média com pelo menos 4 estações com tempo de retorno acima de 50 anos e diversas outras estações na faixa de 30 a 50 anos (Figura 17 e Figura 18).

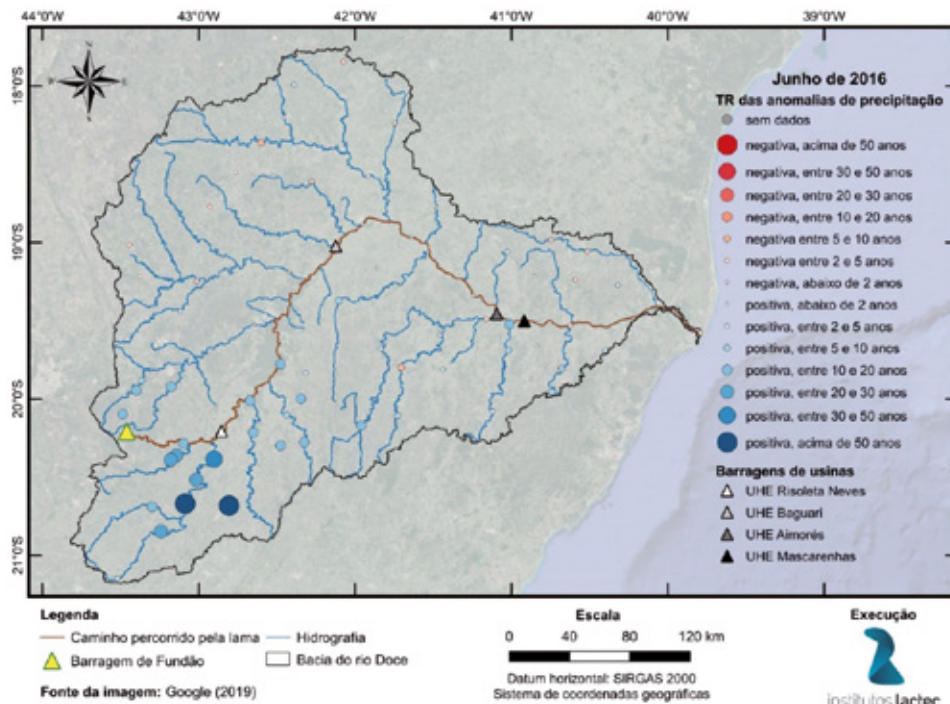
Mapas com resultados de anomalias e tempo de retorno da precipitação para todos os meses do período estudado (novembro de 2015 a dezembro de 2018) são apresentados no Apêndice A desse documento.

Figura 13 – Anomalias de precipitação de junho de 2016.



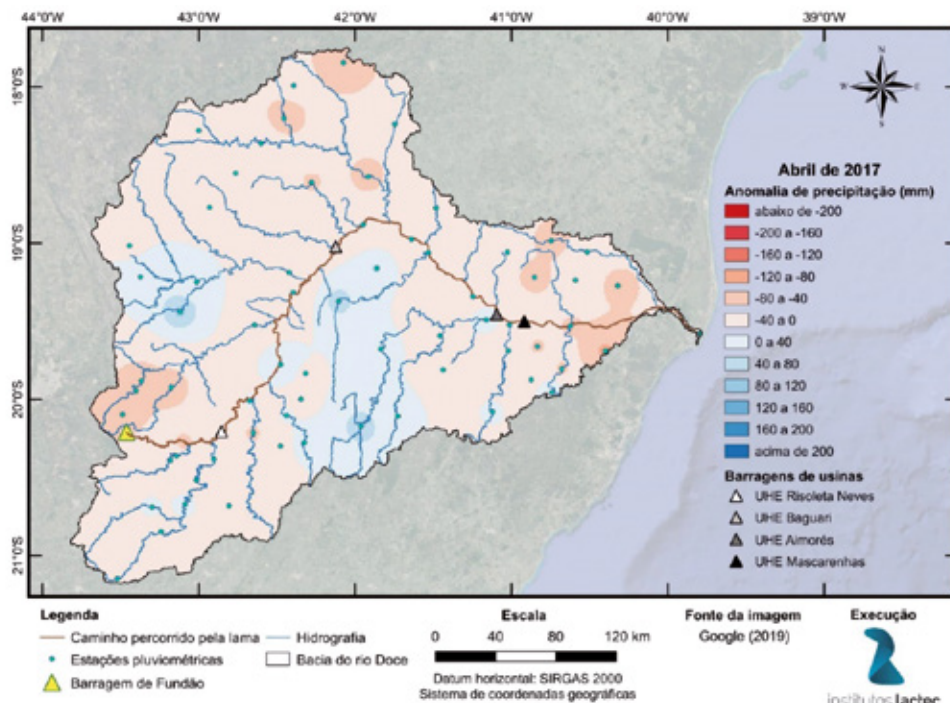
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 14 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de junho de 2016.



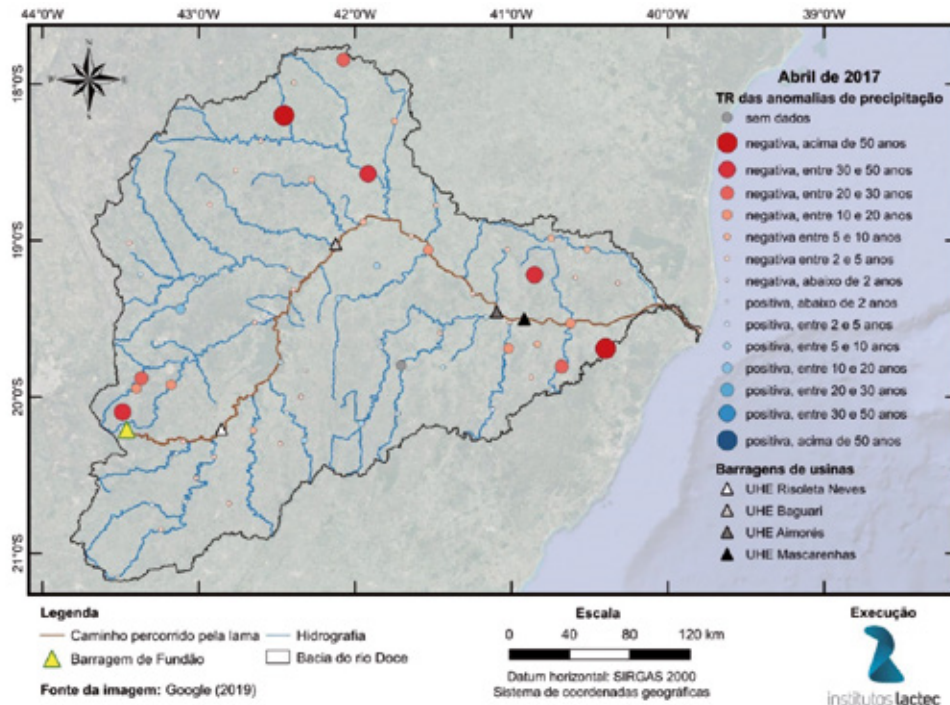
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 15 – Anomalias de precipitação de abril de 2017.



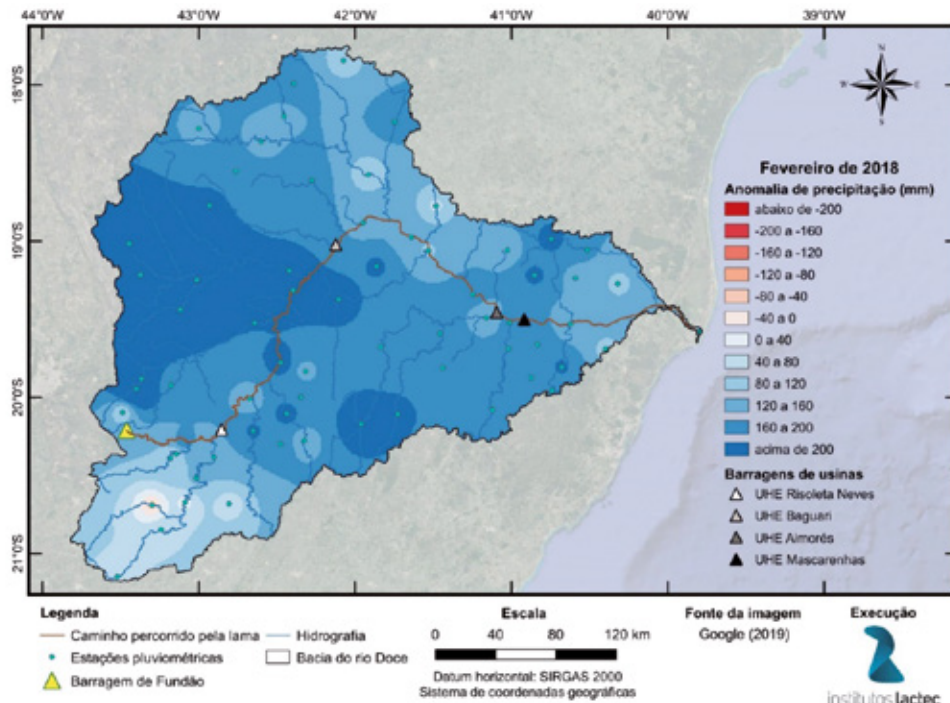
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 16 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de abril de 2017.

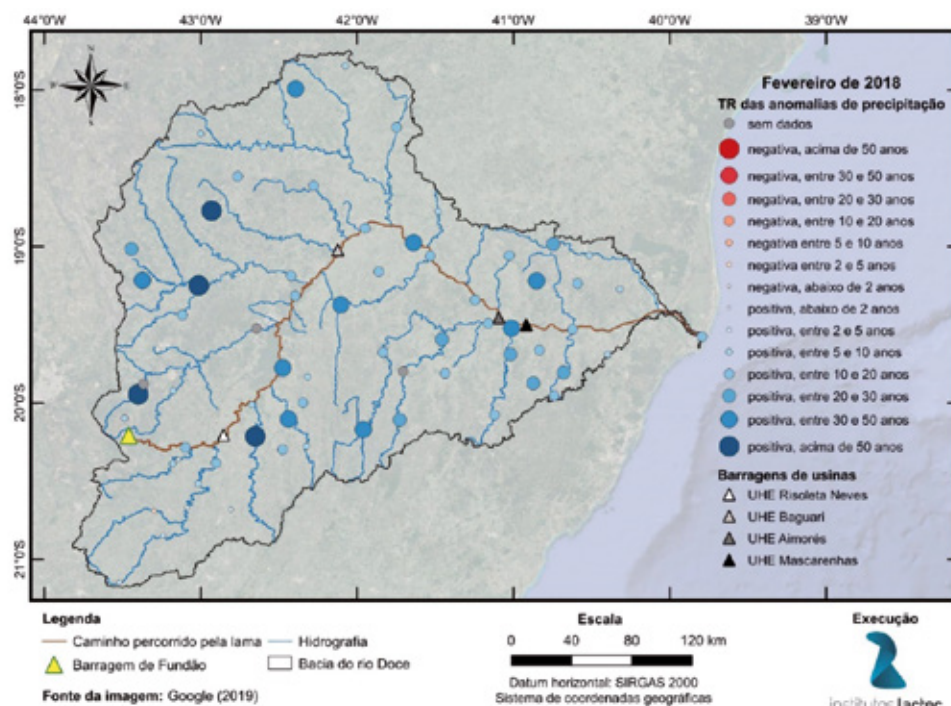


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 17 – Anomalias de precipitação de fevereiro de 2018.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 18 – Tempo de retorno da precipitação acumulada de fevereiro de 2018.

Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

3.2.2 ANÁLISE DAS VAZÕES

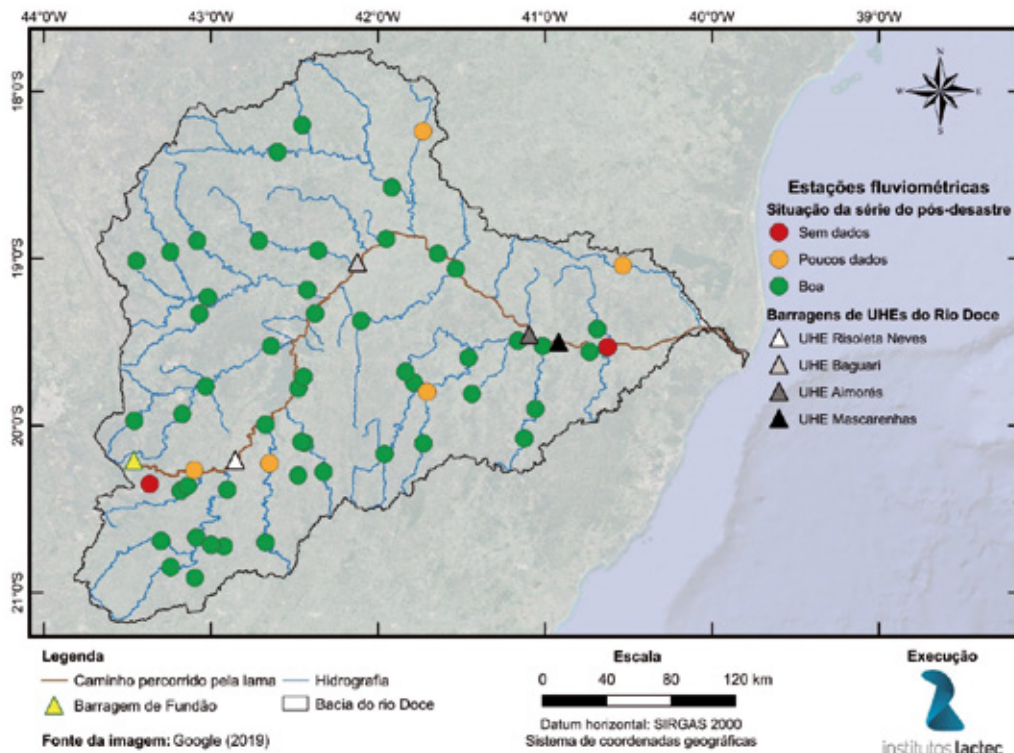
Na linha-base foram selecionadas 57 estações fluviométricas das quais 55 apresentaram dados para o período pós-desastre aqui considerado (entre novembro de 2015 e dezembro de 2018), sendo que 5 delas possuem muitas falhas. A Tabela 2 e a Figura 19 apresentam as referidas estações.

Tabela 2 – Estações fluviométricas. Destacadas as estações sem dados no período pós-desastre (vermelho) e com poucos dados no mesmo período (laranja).

Código	Nome	Rio	Situação da série
56028000	Piranga	Rio Piranga	Boa
56055000	Brás Pires	Rio Xopotó	Boa
56065000	Senador Firmino	Rio Turvo	Boa
56075000	Porto Firme	Rio Piranga	Boa
56085000	Seriquite	Rio Turvo Sujo	Boa
56090000	Fazenda Varginha	Rio Turvo Limpo	Boa
56110005	Ponte Nova Jusante	Rio Piranga	Boa
56145000	São Caetano de Mariana	Rio do Carmo	Sem dados
56240000	Fazenda Paraíso	Rio Gualaxo do Sul	Boa
56335001	Acaiaca Jusante	Rio do Carmo	Boa
56337000	Fazenda Ocidente	Rio Gualaxo do Norte	Poucos dados
56385000	São Miguel do Anta	Rio Casca	Boa
56415000	Rio Casca	Rio Casca	Poucos dados
56425000	Fazenda Cachoeira D'Antas	Rio Doce	Boa
56460000	Matipó	Rio Matipó	Boa

Código	Nome	Rio	Situação da série
56484998	Raul Soares Montante	Rio Matipó	Boa
56500000	Abre Campo	Santana	Boa
56510000	Instituto Florestal Raul Soares	Rio Matipó	Boa
56539000	Cachoeira dos Óculos Montante	Rio Doce	Boa
56570000	Pingo-d'Água	Ribeirão Sacramento	Boa
56610000	Rio Piracicaba	Rio Piracicaba	Boa
56640000	Carrapato (brumal)	Ribeirão Santa Bárbara	Boa
56659998	Nova Era IV	Rio Piracicaba	Boa
56696000	Mario de Carvalho	Rio Piracicaba	Boa
56719998	Belo Oriente	Rio Doce	Boa
56750000	Conceição do Mato de Dentro	Rio Santo Antônio	Boa
56765000	Dom Joaquim	Rio do Peixe	Boa
56775000	Ferros	Rio Santo Antônio	Boa
56787000	Fazenda Barraca	Rio do Tanque	Boa
56800000	Senhora do Porto	Rio Guanhões	Boa
56825000	Naque Velho	Rio Santo Antônio	Boa
56845000	Fazenda Corrente	Rio Corrente Grande	Boa
56846000	Porto Santa Rita	Rio Corrente Grande	Boa
56850000	Governador Valadares	Rio Doce	Boa
56851000	Campanário	Rio Itambacuri	Poucos dados
56860000	São Pedro do Suaçuí	Rio Suaçuí Grande	Boa
56870000	Santa Maria do Suaçuí	Rio São Félix	Boa
56891900	Vila Matias Montante	Rio Suaçuí Grande	Boa
56920000	Tumiritinga	Rio Doce	Boa
56935000	Dom Cavati	Rio Caratinga	Boa
56940002	Barra do Cuieté Jusante	Rio Cuieté	Boa
56960005	Fazenda Vargem Alegre	Rio Manhuaçu	Boa
56976000	Fazenda Bragança	Rio Manhuaçu	Boa
56978000	Santo Antônio do Manhuaçu	Rio Manhuaçu	Boa
56983000	Dores de Manhumirim	Rio José Pedro	Boa
56988500	Ipanema	Rio José Pedro	Poucos dados
56989001	Mutum	Rio São Manoel	Boa
56989400	Assaraí Montante	Rio José Pedro	Boa
56990000	São Sebastião da Encruzilhada	Rio Manhuaçu	Boa
56990990	Afonso Cláudio Montante	Rio Guandu	Boa
56991500	Laranja da Terra	Rio Guandu	Boa
56992000	Baixo Guandu	Rio Guandu	Boa
56993551	Jusante Córrego da Piaba	Rio Santa Joana	Boa
56994500	Colatina	Rio Doce	Boa
56994510	Colatina Corpo de Bombeiros	Rio Doce	Sem dados
56995500	Ponte do Pancas	Rio Pancas	Boa
56998400	Barra de São Gabriel Piranga	Rio São José	Poucos dados

Figura 19 – Localização das estações fluviométricas e situação da série temporal no período pós-desastre.

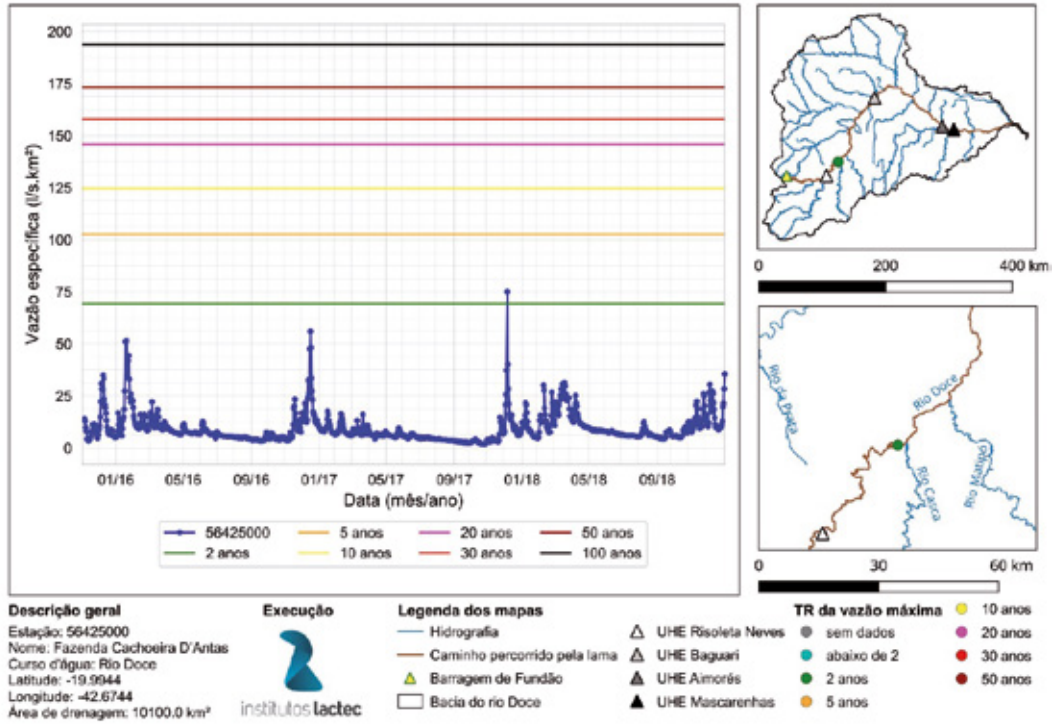


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Gráficos da série temporal das vazões de cada estação foram preparados para comparar os valores medidos no período pós-desastre com as vazões máximas calculadas para diferentes tempos de retorno, apresentadas no relatório da linha-base. Da Figura 20 à Figura 25 são apresentadas as estações localizadas no rio Doce. Nestas figuras, além do gráfico, são apresentados dados gerais da estação, mapas indicando sua localização na bacia do rio Doce, a representação dos rios principais, do caminho percorrido pela lama, da localização da barragem de Fundão e de outras usinas.

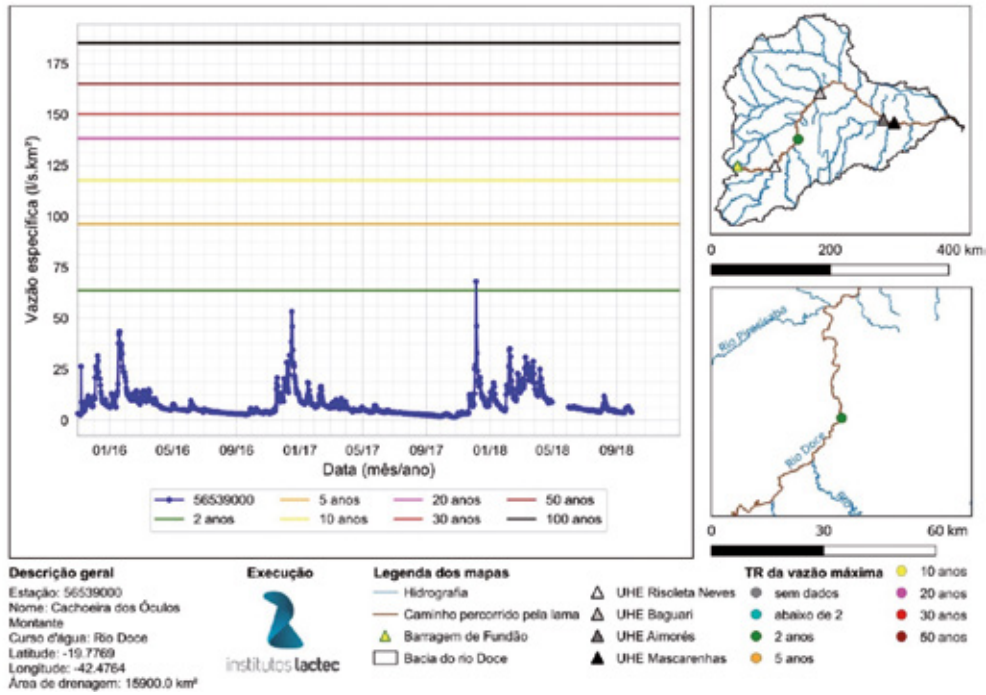
Para facilitar a comparação entre os dados de diferentes estações, são apresentadas as vazões específicas em $l/s.km^2$. Esta unidade é bastante conveniente para comparar vazões de bacias de tamanhos diferentes.

Figura 20 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56425000.



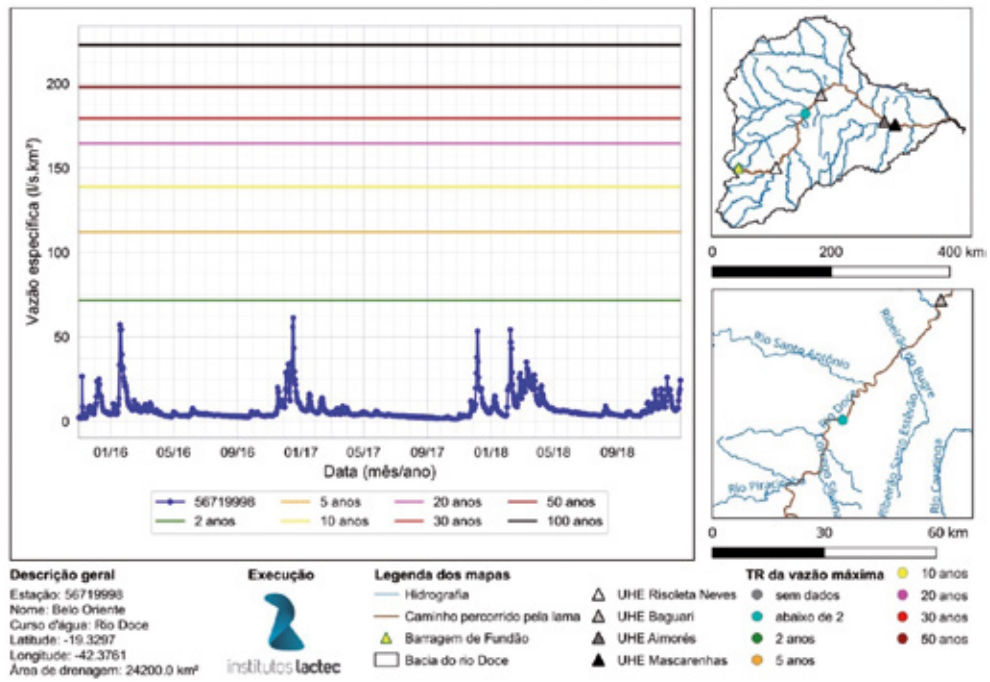
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 21 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56539000.



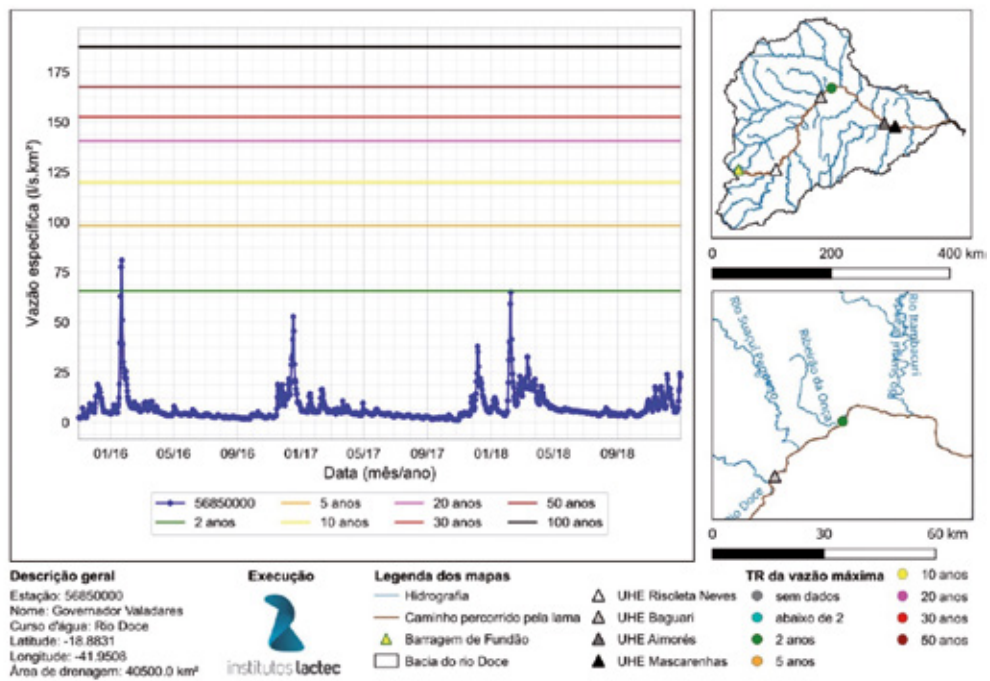
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 22 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56719998.



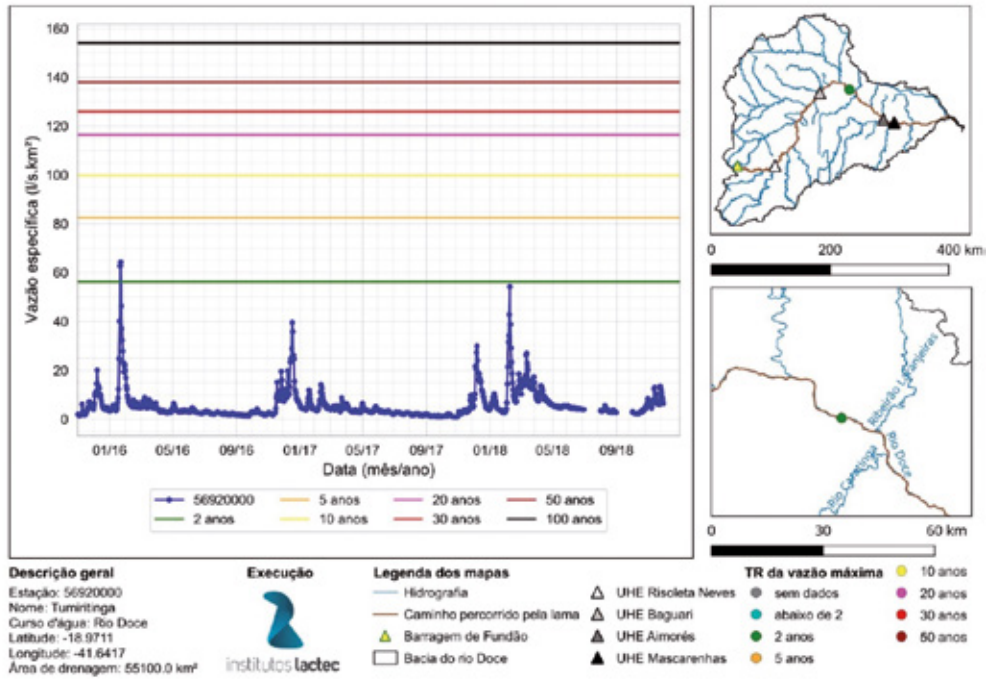
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 23 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56850000.



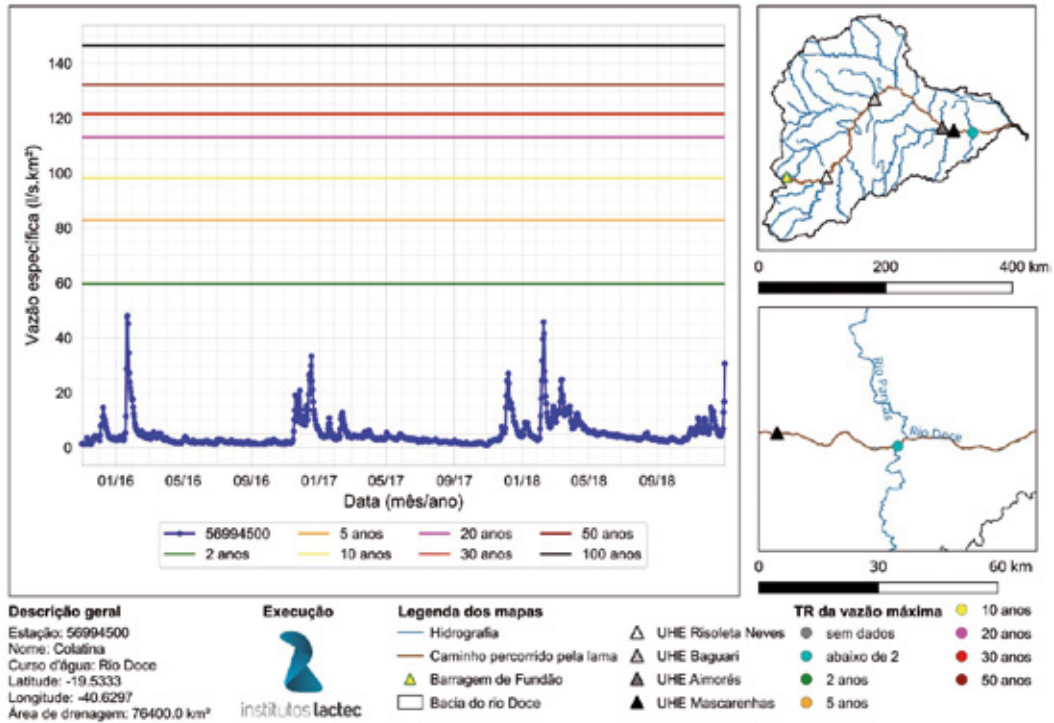
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 24 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56920000.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 25 – Comparação entre série temporal e vazões máximas da estação 56994500.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Na Figura 20 à Figura 25 é possível notar, observando os três primeiros meses após o desastre, que o maior pico de vazão ocorre no final do mês de janeiro. Este comportamento é coerente com a precipitação elevada registrada para o mês de janeiro na porção noroeste da bacia, uma vez que as únicas estações do rio Doce que apresentaram tempo de retorno acima de 2 anos (Governador Valadares e Tumiritinga - Figura 23 e Figura 24), estão próximas àquela região. Desta forma a adoção do pico de vazão ocorrido em 20 janeiro de 2016 como referência para a delimitação da área de passagem e deposição da lama, do ponto de vista hidrológico, mostra-se como a opção mais coerente – além de ser substancialmente mais elevado do que os picos de vazão de novembro de 2015 e dezembro de 2016, sendo sucedido por um período mais seco que se estende até o final do período seco de 2016 da bacia do rio Doce.

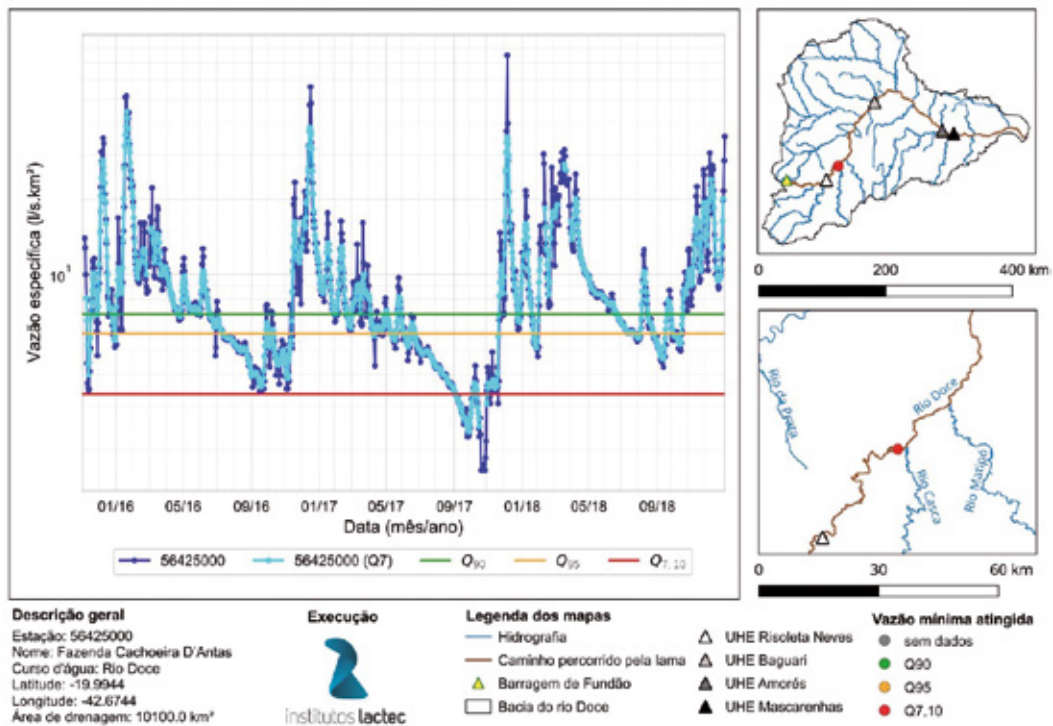
A Tabela 3 mostra um resumo dos resultados apresentados nas figuras anteriores. As maiores vazões atingidas no período pós-desastre ultrapassam a faixa do TR de 2 anos e ficam abaixo de 5 anos. Isto significa que durante o monitoramento realizado após o rompimento da barragem de Fundão, não foram constatados eventos extremos de vazão nas referentes estações. As estações de Governador Valadares e Tumiritinga apresentaram valores máximos correspondentes a um TR numa faixa intermediária entre 2 e 5 anos, mas as demais ficam levemente acima de 2 anos ou abaixo deste nível. Comparações com outras estações são apresentadas no Apêndice B desse documento.

Tabela 3 – TR da vazão máxima atingida por estações fluviométricas localizadas no rio Doce

Código	Nome	TR da vazão máxima atingida (anos)
56425000	Fazenda Cachoeira D'Antas	2 anos
56539000	Cachoeira dos Óculos Montante	2 anos
56719998	Belo Oriente	Abaixo de 2 anos
56850000	Governador Valadares	2 anos
56920000	Tumiritinga	2 anos
56994500	Colatina	Abaixo de 2 anos
56994510	Colatina (Corpo de Bombeiros)	Sem dados

De modo similar, foram preparados gráficos comparando a vazão média de 7 dias com os valores de Q_{7d} , Q_{15d} e Q_{30d} , calculados na etapa da linha-base. Da Figura 26 até a Figura 31 são apresentadas as estações localizadas no rio Doce. Nestas figuras, além do gráfico, são apresentados dados gerais da estação, bem como mapas indicando sua localização na bacia do rio Doce, a representação dos rios principais, do caminho percorrido pela lama, da localização da barragem de Fundão e de outras usinas.

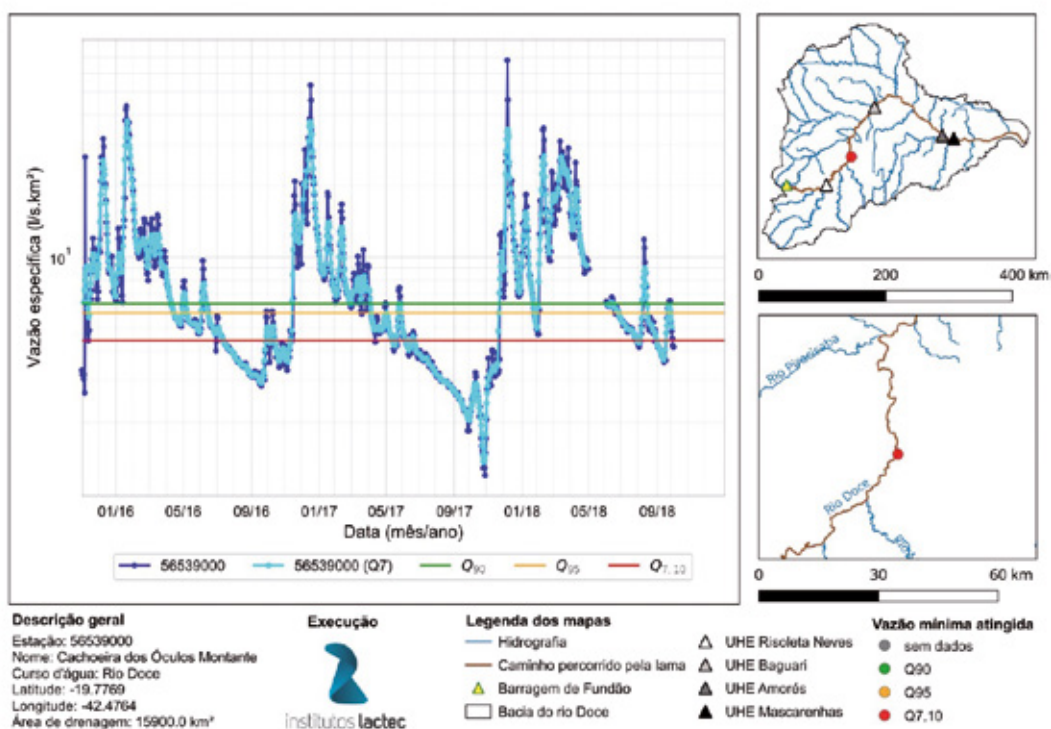
Figura 26 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56425000.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

A estação Fazenda Cachoeira D'Antas, (código 56425000, Figura 26) apresentou valores abaixo da entre o final da estação seca e início da estação chuvosa de 2017 e ultrapassou a na estação seca de 2016, 2017 e 2018. A precipitação relativamente mais elevada ocorrida em junho de 2016 (conforme apresentado pela Figura 13 e Figura 14) provavelmente contribuiu para que as vazões não tenham atingido níveis ainda mais baixos.

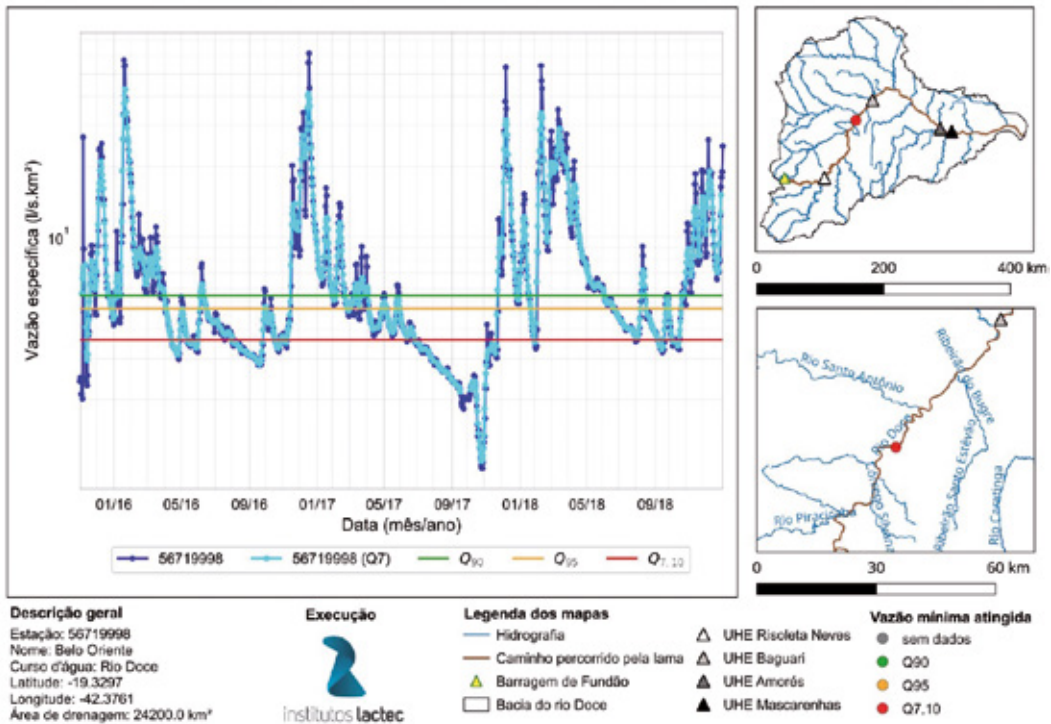
Figura 27 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56539000.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Na estação Cachoeira dos Óculos Montante, (código 56539000, Figura 27) nota-se um padrão semelhante ao da estação 56425000 (Figura 26) mas, por estar numa posição mais a jusante no rio e mais distante da região que apresentou maior precipitação em junho de 2016, valores abaixo da foram registrados também na estação seca de 2016. Nota-se uma tendência de vazões mais altas no ano de 2018, assim como na estação 56425000 – embora a tenha sido atingida pela estação 56539000 em 2018.

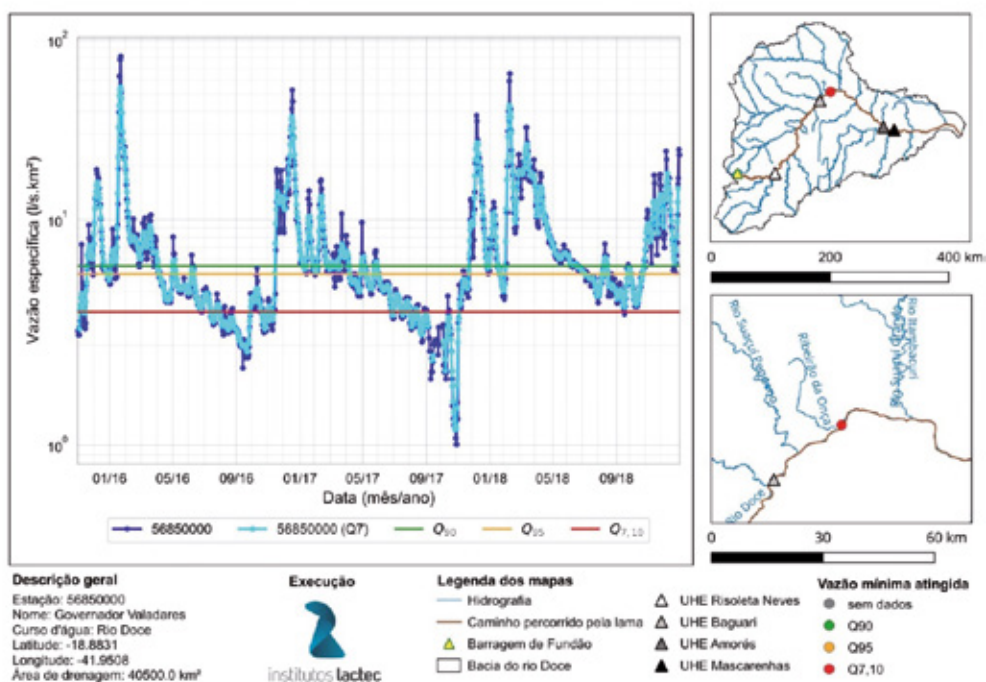
Figura 28 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56719998.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

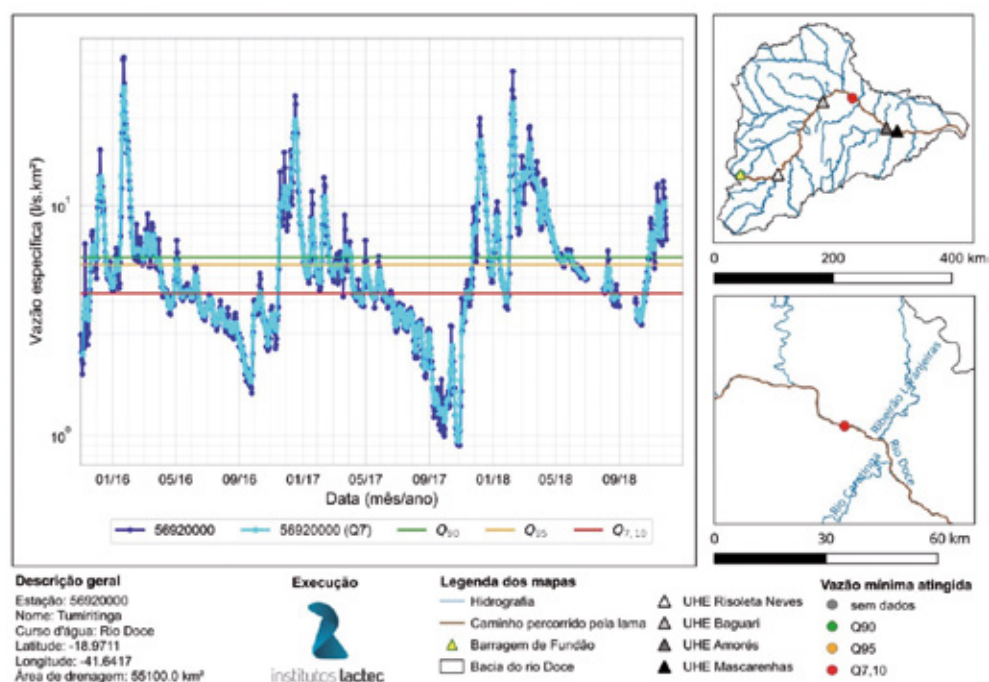
A estação Belo Oriente (código 56719998, Figura 28), localizada no município de Belo Oriente, também atingiu a em 2016, 2017 e 2018. A precipitação mais elevada na parte noroeste da bacia em janeiro de 2016 (Figura 8 e Figura 9) pode ter contribuído para que as vazões não tenham sido tão baixas no período seco de 2016.

Figura 29 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56850000.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

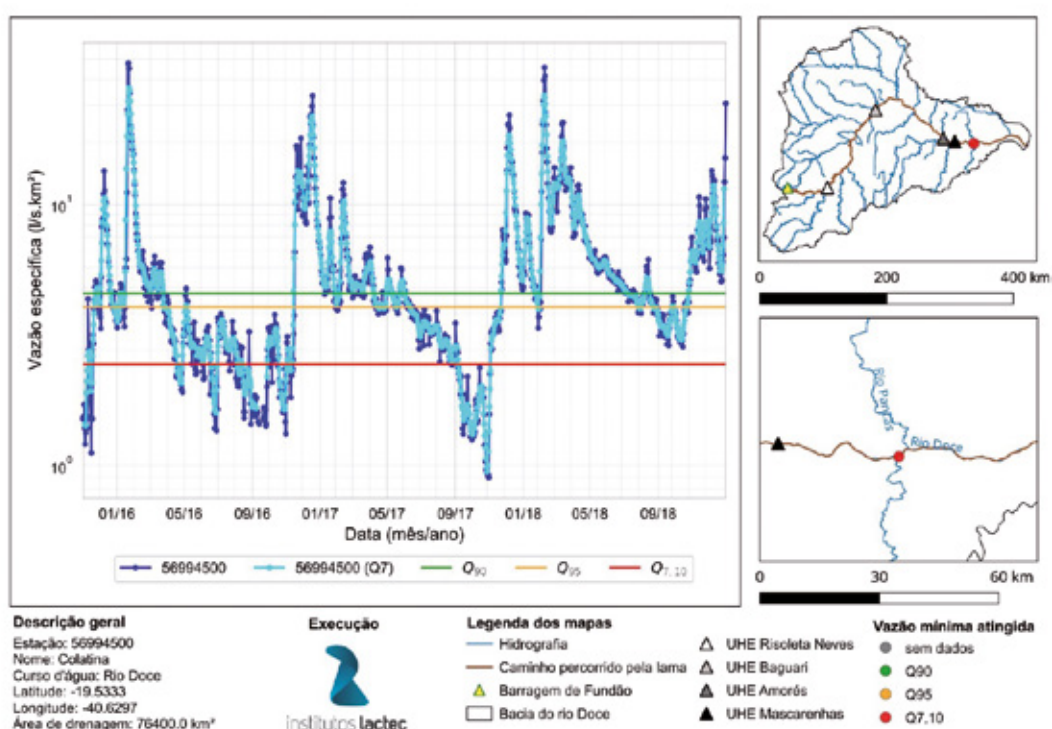
Figura 30 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56920000.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

As estações Governador Valadares e Tumiritinga (códigos 56850000 e 56920000, Figura 29 e Figura 30, respectivamente) apresentaram um pico de vazão maior do que as estações anteriores em janeiro de 2016, contudo, as vazões mínimas ficaram mais tempo abaixo do nível da . Uma vez que ambas as estações estão à justante do reservatório da UHE Baguari, a retenção de água naquele ponto pode explicar estas vazões mais baixas.

Figura 31 – Comparação entre série temporal e vazões mínimas da estação 56994500.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Na série da estação Colatina (código 56994500, Figura 31), vemos que o nível da é atingido em data semelhante ao da estação Tumiritinga (Figura 30). Anomalias positivas de precipitação na região em junho de 2016 (Figura 13) podem explicar a elevação da vazão identificada após a primeira queda acentuada no período seco, mas que não foram suficientes para compensar o verão anterior bastante seco (final de 2015 e início de 2016). As vazões de 2018 foram mais altas (inclusive sempre acima da), confirmando a tendência observada em outras estações.

Análise de mínimas com outras estações da bacia são apresentadas no Apêndice C desse documento.

3.3 CONSIDERAÇÕES

A análise das precipitações nos primeiros meses do período pós-desastre (Figura 4 a Figura 12) mostra valores mais baixos nos meses de novembro e dezembro de 2015 e em fevereiro de 2016. Em janeiro de 2016 houve uma precipitação bastante elevada, sobretudo na porção noroeste da bacia do rio Doce.

Como o tempo com chuva abaixo da média foi mais longo nos meses da estação chuvosa, a quantidade de água armazenada no solo também foi mais baixa, gerando vazões mais baixas nos meses da estação seca da bacia (abril a setembro). O restante dos meses de 2016 e o ano de 2017 tiveram chuvas mais próximas da média e, com mais água disponível na bacia, as vazões de 2018 foram maiores, como foi possível notar na Figura 26 até a Figura 31.

A análise das vazões máximas (Figura 20 à Figura 25) indicou valores máximos da ordem de 2 anos para as estações do rio Doce. Este resultado é coerente com a precipitação mais baixa observada em grande parte do período pós-desastre.

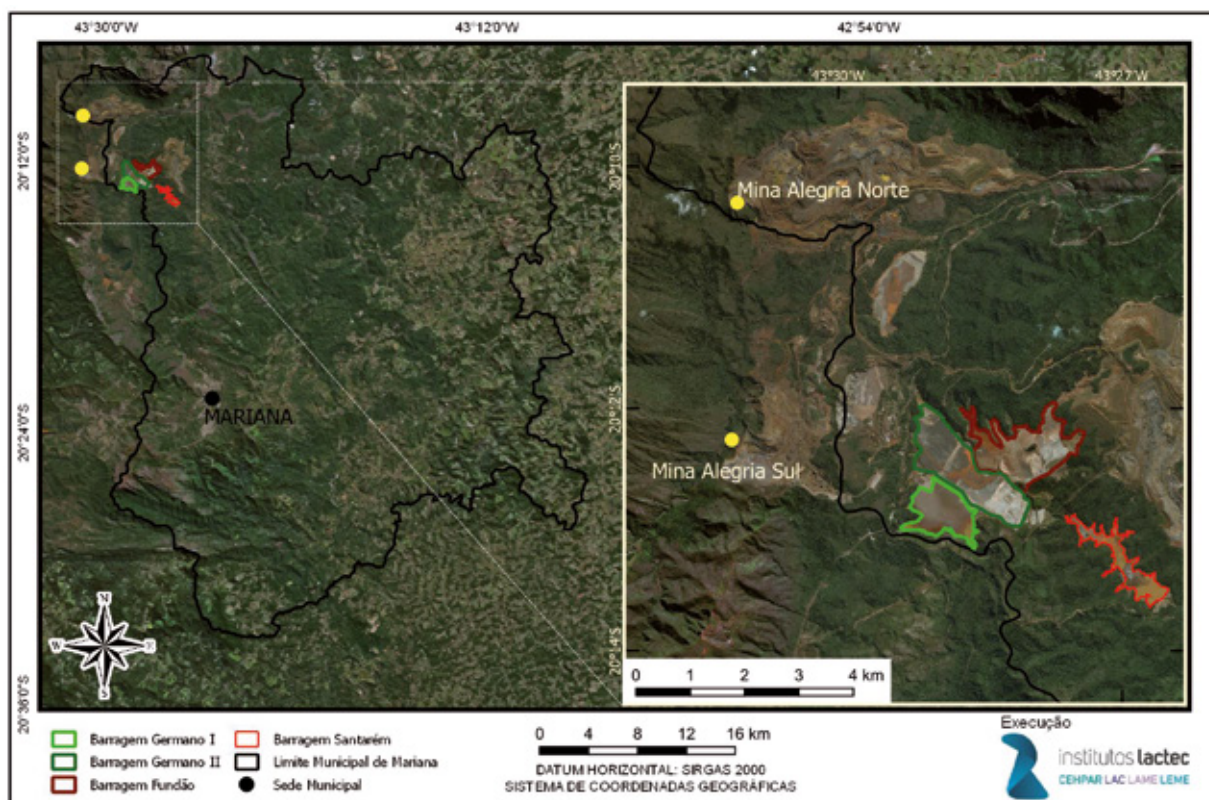
Considerando os primeiros meses seguintes ao desastre, o maior pico observado foi no final do mês de janeiro, numa magnitude muito além dos valores registrados em novembro e dezembro. Desta forma entende-se, do ponto de vista hidrológico, ser mais adequada a utilização deste pico de vazão como referência para a delimitação da área de passagem e deposição de lama.

4 O ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE REJEITOS MINERÁRIOS DE FUNDÃO

A Samarco Mineração S/A, empresa fundada em 1977 e hoje de propriedade da Vale S/A e BHP Billiton Ltda., possui duas unidades operacionais, sendo que a Unidade de Germano abrigava a barragem de rejeitos de Fundão. Nesta unidade, localizada em Mariana (MG), era realizada a extração de minério de ferro nas minas de Alegria (Norte e Sul), na região do Quadrilátero Ferrífero (ERM, 2017).

Os rejeitos resultantes do processo de beneficiamento do minério eram estocados em dois reservatórios: Germano e Fundão. A jusante de ambas barragens também se encontrava a barragem de Santarém, cuja função era de armazenar água para o processo industrial e reter sedimentos advindos das barragens de rejeitos (Figura 32).

Figura 32 – Mapa de localização das Minas Alegria e do Complexo de Barragens de Germano, antes do desastre.



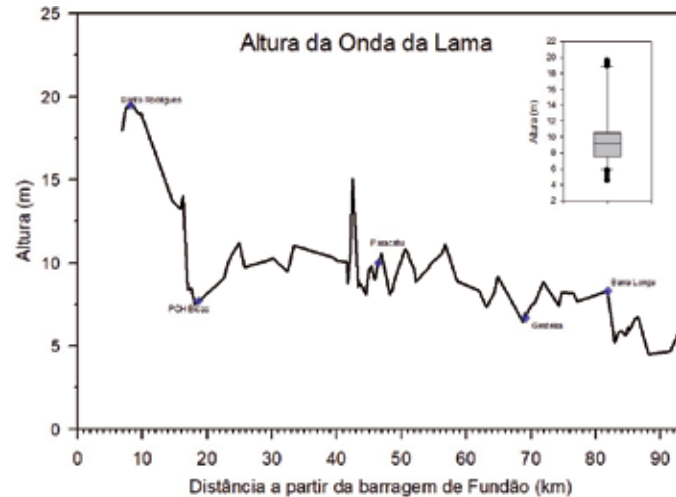
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

A barragem de rejeitos de Fundão foi projetada no vale do córrego de Fundão para a disposição de rejeitos arenosos e argilosos, uma vez que a capacidade da barragem de Germano já estava se esgotando. A capacidade final projetada do reservatório de Fundão, na elevação 920 m, era de aproximadamente 79 hm³ (milhões de metros cúbicos) de rejeitos argilosos (lama) e de 32 hm³ de rejeitos arenosos, com tempo de enchimento estimado em 15 anos (BRANDT, 2005).

Construída em 2008, a barragem de Fundão chegou a armazenar 55 hm³ de rejeitos (SAMARCO, 2019). Porém, na tarde de 5 de novembro de 2015 a barragem se rompeu, liberando imediatamente 33 hm³ de rejeitos ao ambiente (BRASIL (MPF), LACTEC, 2018a). A força e o volume da

onda de rejeitos fizeram com que ela alcançasse uma altura média de 9 m, em relação ao nível d'água nos rios atingidos até a UHE Risoleta Neves (Figura 33). Os maiores picos localizaram-se à montante de locais onde o vale se torna encaixado, reduzindo a vazão à jusante e aumentando o nível a montante. A altura máxima, próxima a 20 m, foi verificada na região de Bento Rodrigues.

Figura 33 – Gráfico da altura da onda de lama entre Fundão e a UHE Risoleta Neves.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

A onda de rejeitos galgou a barragem de Santarém atingindo inicialmente o córrego Santarém, onde passou por 7,5 km até alcançar o Rio Gualaxo do Norte. Neste, percorreu cerca de 68,4 km até chegar ao rio do Carmo, já no município de Barra Longa. Nesse trajeto, a onda de rejeitos atingiu várias localidades, com destaque para Bento Rodrigues, Paracatu de Baixo e Gesteira, causando 19 mortes, deixando várias famílias desabrigadas e devastando as margens dos corpos d'água.

Após chegar ao rio do Carmo, a onda de rejeitos atingiu a sede urbana de Barra Longa, percorrendo 24,9 km até o encontro com o rio Piranga, onde se forma o rio Doce, na divisa entre os municípios de Ponte Nova, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado.

Já no rio Doce, a onda de lama chegou à UHE Risoleta Neves, onde parte do rejeito e demais detritos carregados ficaram retidos em seu reservatório. O rejeito, em sua fração mais fina, então, seguiu o curso do rio Doce, atravessando 573,1 km, 31 municípios e outras 2 hidrelétricas em Minas Gerais até chegar ao estado do Espírito Santo. Neste, atingiu a UHE Mascarenhas e 4 municípios até chegar a foz do rio Doce, em Regência, já em 21 de novembro de 2015.

Após o rompimento da barragem, o rejeito continuou vazando da cava de Fundão (Figura 34), influenciado pelo período chuvoso, incrementando o volume extravasado em, aproximadamente, mais 11 hm³. No total, o volume de rejeitos defluente da barragem de Fundão foi de 44 hm³ (BRASIL (MPF), LACTEC, 2018a).

Figura 34 – Fotografia panorâmica da cava da barragem de Fundão em 03/05/2017.



Crédito: Institutos Lactec, 2019.

Em janeiro de 2016, houve um incremento de vazão no rio Doce devido ao período chuvoso (conforme já apresentado no Capítulo 3) que gerou uma onda de cheia que alcançou áreas que não haviam sido atingidas pela onda de rejeitos. Considerando que nesse período ainda havia rejeito disponível para ser transportado, essas áreas também foram consideradas afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão, sendo abrangidas pela área de passagem e deposição da lama utilizada neste estudo.

5 ABORDAGEM METODOLÓGICA PARA O DIAGNÓSTICO

A abordagem metodológica para o diagnóstico de danos socioambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão na bacia hidrográfica do rio Doce e região costeira adjacente teve como base inicial a publicação “Valoração de danos em matéria de meio ambiente e patrimônio cultural” da Série Manuais de atuação da 4ª Câmara de Coordenação e Revisão (BRASIL (MPF), 2014). Neste documento, consta uma série de roteiros para a vistoria expedita e a perícia multidisciplinar em casos de ações lesivas ao meio ambiente e ao patrimônio cultural.

No referido documento, foi afirmado que a perícia deve apurar a gravidade do dano, “descrevendo as consequências lesivas em todos os componentes do meio ambiente (água, solo, vegetação, ar, entre outros) bem como sobre os usos e serviços ambientais que cada um desses componentes proporcionava ou poderia proporcionar tanto ao ser humano como ao próprio ecossistema” (BRASIL (MPF), 2014). Também, foi afirmada a necessidade de se apurar a reversibilidade e abrangência do dano, este tanto no espaço como no tempo, assim como os impactos sobre a socioeconomia (BRASIL (MPF), 2014).

A mais importante consideração em termos metodológicos no diagnóstico de danos é que um desastre é um fenômeno em processo, que se desdobra no tempo e no espaço (VALENCIO, 2009), afetando o ambiente e a comunidade humana em uma dimensão espacial muito maior do que o local específico em se deu o evento original.

Desta forma, optou-se, neste diagnóstico, por não se delimitar espacialmente uma área afetada, uma vez que a abrangência do dano sobre o meio ambiente e o patrimônio cultural é bastante diversa entre cada componente estudado. O que se delimitou foi a extensão por onde a lama de rejeitos passou e se depositou, sendo que a abrangência do dano pode ultrassar esse limite.

Seguindo as recomendações descritas em Brasil (MPF, 2014), buscou-se a aplicação do máximo rigor técnico na identificação e mensuração de danos, com o registro de todos os métodos, técnicas e tempos de obtenção de dados, presando pela transparência nas conclusões e limitações das técnicas empregadas. Isso também justifica o tamanho extenso do diagnóstico, que apresenta os laudos e dados brutos que foram base para a avaliação de danos.

O diagnóstico teve como etapa inicial a identificação dos danos advindos do rompimento da barragem de Fundão no meio ambiente e patrimônio cultural. Na sequência, buscou-se a mensuração dos danos pela análise comparativa de indicadores socioambientais antes e após o desastre.

Conforme Sánchez (2008), indicadores ambientais são parâmetros representativos de processos ambientais ou do estado do meio ambiente. Se monitorados e avaliados continuamente em um mesmo local, apresentam a tendência de evolução do ambiente ou parâmetro analisado. Os indicadores são, portanto, a base de identificação e de mensuração dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão. Salienta-se, entretanto, que nem a intensidade dos danos nem a reação do ambiente são previsíveis de forma absoluta, não sendo, muitas vezes, passíveis de quantificação (SÁNCHEZ, 2008).

Uma vez mensurados os danos ambientais, então se inicia a identificação das perdas de distintos valores de uso e não-uso dos serviços e recursos ambientais, cujo objetivo final, a ser alcançado em etapa futura, é a valoração econômica dos danos.

5.1 ABORDAGEM ECOSISTÊMICA

A abordagem tradicional de avaliação de danos visa à identificação e mensuração de todos os danos advindos do desastre, no espaço e no tempo. Entretanto, quando se considera um cenário de danos com grandes dimensões espaciais e onde não há coleta sistematizada de dados ao longo do tempo, a abordagem ecossistêmica pode ser aplicada como uma forma de complementar a sua análise, integrando as informações para identifica-los nos ecossistemas afetados como um todo.

Independente da metodologia utilizada por cada área do conhecimento para a identificação e a mensuração do dano ambiental, é necessário, considerando a extensão territorial do desastre, avaliar o potencial dano aos serviços ecossistêmicos que os ambientes afetados proporcionavam. Isso requer o conhecimento do estado do meio ambiente antes da degradação e quais os serviços ecossistêmicos que cada ambiente lesado proporcionava (BRASIL (MPF), 2014).

A aplicação da abordagem ecossistêmica em um caso de diagnóstico de danos de um desastre ambiental é necessária na tentativa de análise integrada das consequências do desastre ao meio ambiente, aos serviços ecossistêmicos providos pelos ambientes afetados e, conseqüentemente, à qualidade de vida da população. Essa integração ocorre devido à característica do próprio conceito de serviços ecossistêmicos, que é baseado em uma explícita relação entre o meio ambiente e a qualidade de vida humana (ROSA, 2014).

Os serviços ecossistêmicos se referem aos benefícios fornecidos às sociedades humanas pelos ecossistemas naturais a partir de serviços de provisão (produção de alimentos, madeira, fibras e energia), de regulação (da água, do clima, proteção contra secas, inundações, tempestades, disseminação de doenças e pragas, erosão dos solos, purificação de contaminantes), de suporte (estrutura e fertilidade do solo, ciclagem de nutrientes, provisão de água, biodiversidade genética, ciclos hidrológicos, formação do solo) e culturais (estéticos, históricos, de educação e recreação) (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003; NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 2013; WRI, 2013; ROSA, 2014).

A abordagem ecossistêmica é aplicada quando a escala do evento e dos recursos potencialmente afetados torna impraticável a avaliação tradicional de danos. Foca não só na restauração dos recursos que tiveram danos advindos dos eventos, mas, também, no reestabelecimento do valor desses recursos ao público. Nessa abordagem, a avaliação dos danos está baseada em um conjunto representativo de habitats, comunidades e espécies, além de seus processos e relações ecológicas. A avaliação é conduzida em várias escalas da organização biológica, incluindo os níveis celular, individual, espécie, comunidade e habitat. Nessas, estão incluídos também, os procedimentos tradicionais, como as campanhas de campo e os ensaios em laboratório, assim como, as relações empíricas descritas na literatura ou modelagem computacional ecossistêmica (JONGE *et al.*, 2012; NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 2013).

Considerando que o rompimento da barragem de Fundão causou danos socioambientais em uma escala sem precedentes em termos de extensão espacial e temporal, é necessária a aplicação de uma abordagem ecossistêmica para que seja possível identificar e mensurar não só os danos aos componentes do ecossistema, mas, também, as suas interrelações e processos que também foram decorrentes dos efeitos do desastre.

5.2 NOÇÕES DE DESASTRE NO PATRIMÔNIO CULTURAL

Para compreender os danos ocasionados pelo rompimento da Barragem de Fundão ao patrimônio cultural das comunidades envolvidas, buscou-se envolver a noção antropológica de desastre.

Uma definição de desastre bastante utilizada nas ciências sociais é aquela que sugere que o desastre é um acontecimento que desorganiza a ordem social, cultural, econômica e política de uma coletividade, a ponto de que esta não é capaz de reorganizar-se de forma espontânea e autônoma (TADDEI, 2016, p. 1). Para Batteau (2000 apud DA SILVA, 2004), a situação de desastre se caracteriza fundamentalmente pela capacidade que um evento tem de gerar o colapso da ordem cultural, abalando, algumas vezes de forma irreversível, o sentido de comunidade. Nessa definição nota-se que um desastre acarreta, necessariamente, em danos ao patrimônio cultural de uma comunidade.

A Unesco em seu “Manual para gestão de riscos de desastres para o Patrimônio Mundial”, publicado no Brasil em parceria com o IPHAN, começa definindo o conceito de desastre:

“1.2 O que é um desastre?”

A - Desastre é definido como uma perturbação grave do funcionamento de uma comunidade ou de uma sociedade, causando amplas perdas humanas, materiais, econômicas ou ambientais que excedem a capacidade da comunidade afetada ou da sociedade para lidar com a situação por meio de recursos próprios (UNISDR, 2002).

Neste Manual, a definição de desastre é estendida para incluir o seu impacto não só sobre pessoas e bens, mas também sobre os valores culturais do Patrimônio Mundial e, quando pertinente, sobre seus ecossistemas.

B - O risco de desastres é produto do perigo potencial e da vulnerabilidade. Enquanto o perigo pode ser um fenômeno (como um terremoto ou um ciclone) com potencial de causar perturbação ou dano ao bem cultural, a vulnerabilidade é a susceptibilidade ou a exposição dos bens culturais ao perigo”. (IPHAN, 2015, p.13)

Mais do que a definição de “desastre”, o que importa na definição da Unesco (autoridade internacional a respeito do patrimônio cultural) e do IPHAN (responsável pela gestão patrimônio cultural brasileiro) é a percepção da indissociável relação entre sociedades e patrimônio cultural e da amplitude e diversidade do mesmo (ao relacionar bens culturais às sociedades e ecossistemas). Em suma, o que a Unesco e o IPHAN fazem é reconhecer a indivisibilidade de sociedade, meio e cultura.

Foram selecionados três pontos a serem considerados na análise da relação entre o conceito antropológico de desastre e o campo patrimonial.

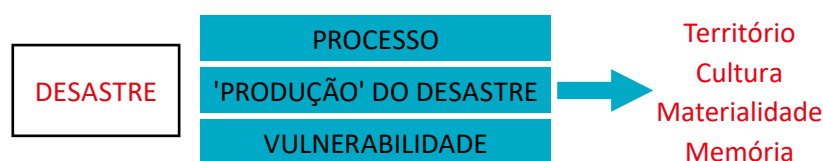
Primeiro, é que o desastre não é um evento isolado no tempo e no espaço, mas sim um processo que se desdobra ao longo do tempo (VALENCIO, 2009), e que, em geral, afeta coletividades humanas e não humanas em uma dimensão espacial muito maior do que o local específico do evento crítico que o originou. Na realidade, há décadas, as ciências sociais vêm compreendendo o desastre como um fenômeno em processo. Destarte, o desastre do rompimento da Barragem de Fundão continua em curso, demandando estratégias diversificadas e continuadas de monitoramento. Um exemplo pode ser dado: a pesca, tão cara a diversas comunidades ao longo do Rio Doce, mesmo após mais de três anos dois anos, continua sendo afetada pelo desastre, afetando os lugares e práticas culturais – compreendidos aqui como patrimônio cultural.

O segundo ponto é que não há desastre que não tenha, concomitantemente, componentes ecossistêmicos e tecnológicos e, em razão disso, a diferenciação entre os desastres naturais e os

tecnológicos é apenas o destaque, para fins operacionais ou jurídicos, do fator preponderante em cada caso. Um desastre tecnológico é aquele atribuído em parte ou em todo a uma intenção humana, erro ou negligência, ou falha em um sistema humano (ZHOURI et al, 2016). No caso da Barragem de Fundão coloca-se como imperativo o componente tecnológico, ou seja, esse desastre foi “produzido” por um sucessivo encadeamento de fatos ligados ao não atendimento dos padrões de segurança necessários ao funcionamento daquele empreendimento.

Um terceiro ponto reside no fato de que a compreensão de um desastre deve considerar as condições de vulnerabilidade em que as comunidades se encontram em razão de circunstâncias socioculturais, históricas, políticas e econômicas (DA SILVA, 2004, p.204). Nesse sentido, uma análise dos impactos aos patrimônios culturais também deveria considerar as condições de vulnerabilidade dos bens afetados. Referências culturais não acauteladas, associadas a comunidades vulneráveis em virtude de particularidades relativas a classe social, atividade profissional, religião, relações de gênero, faixa etária e grupo étnico, entre outros, serão certamente mais afetadas ao longo do tempo do que bens acautelados, uma vez que são pouco “visíveis”. Assim, discussões sobre os patrimônios culturais “esquecidos”, “selecionados”, “apropriados” ou “ressignificados” fazem-se necessárias.

Figura 35 – Noção antropológica de desastre



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Destarte, os desastres provocam descontinuidades espaço-temporais na ‘normalidade’ da vida social, provocando rupturas na vida social, transformando o cotidiano das pessoas atingidas e exigindo delas redefinições em suas relações com a burocracia, com o sistema judicial, com o saber e com o Estado. Segundo a Carta do Rio Doce/ Watu, essa ruptura instaura um processo, marcado pelo

“sofrimento social das vítimas, expostas a controvérsias sociotécnicas que aumentam incertezas, disputas institucionais que prolongam esperas, classificações restritivas que intentam definir quem são as atingidas e os atingidos para efeito das reparações” (CARTA DO RIO DOCE/ WATU, 2016, p.1)

As referidas contradições sociotécnicas se fazem sentir na desconfiança acerca do uso do rio Doce e da qualidade da água, nas tensões geradas pelas ações emergenciais e reparatórias que envolvem a distribuição de auxílio financeiro emergencial e o ressarcimento e a indenização dos impactados, assim como, no preconceito vivenciado pelos atingidos, como pessoas marcadas pelo desastre (o “povo da lama”), conforme relatos coletados ao longo do trabalho.

Tais contradições acarretam um quadro de sofrimento social, conceito que

“permite evidenciar que as aflições vividas por determinados grupos sociais não são resultantes exclusivamente de contingências, infortúnios e acasos, mas consistem em experiências ativamente produzidas e distribuídas no interior da ordem social (...). A noção de sofrimento social permite-nos sair de uma perspectiva biomédica estrita, para compreender ‘os aspectos socioculturais que engendram o sofrimento dos atingidos’. Tais aspectos se relacionam à intersecção entre os eventos físicos e o modo como os grupos afetados reagem a eles, às formas de interlocução que lhes são exigidas, por um lado; e, por outro, ao modo como as agências corporativas e públicas respondem institucionalmente às suas demandas, submetendo-as a uma inflexão técnica que promove a desautorização de suas narrativas.” (ZHOURI et al., 2016, p. 38).

Esse sofrimento envolve, ainda, a espera, o medo e a falta de perspectiva da retomada autônoma de suas vidas. Narrado algumas vezes como transtorno psicológico e depressão pelos interlocutores – aspectos que devem ser considerados a partir das ciências biomédicas, o sofrimento social, recorrente nas localidades visitadas, foi caracterizado enquanto dano ao patrimônio imaterial em situações onde essas narrativas foram mais frequentes, mas perpassa todo o diagnóstico ao patrimônio material.

De que forma ações voltadas ao patrimônio cultural poderão trazer elementos que reduzam o sofrimento social das comunidades envolvidas? Cabe lembrar que ao lidar com o conceito de sofrimento social, busca-se escapar da perspectiva biomédica restrita, compreendendo os aspectos socioculturais que engendram o sofrimento (ZHOURI et al., 2016).

Conforme destaca Da Silva (2004), da mesma maneira que os desastres se originam em um campo de forças, as respostas planejadas para a sua contenção resultam também de relações de poder. Cabe a esse processo de diagnóstico de danos ao patrimônio cultural levar em conta essas questões ao apontar medidas que visem colaborar com as comunidades envolvidas, compreendendo o campo do Patrimônio Cultural como vetor de reconstrução e ressignificação de seus cotidianos em um cenário extremamente complexo, considerando que:

“o entendimento das situações de desastre implica a observação a longo prazo de seu desenrolar e a escuta de várias vozes envolvidas. Neste sentido, ouvir as narrativas e a plurivocalidade que emergem dos desastres é fundamental para o entendimento das condições de sofrimento social engendradas nesses contextos...” (DA SILVA, 2004, p. 222, grifo nosso)

Ao buscar o diálogo com a perspectiva antropológica e, inspirados pelo conceito de desastre como processo, compreende-se que a Antropologia se coloca como importante mediadora entre diversos olhares disciplinares que orientam o presente estudo – a Arqueologia, a História e a Museologia, entre outros, evitando compartimentações disciplinares e as denominadas “controvérsias sociotécnicas”. Ademais, o olhar antropológico visa vencer a dissociação entre agentes do patrimônio e comunidades locais, já apontada por estudos voltados ao desastre da Barragem de Fundão.

5.3 MODELO CONCEITUAL DO DESASTRE

Para a identificação dos danos socioambientais decorrentes do rompimento da Barragem de Fundão, foi proposto um modelo conceitual. Este, foi considerado como uma forma de identificar a origem e a causa dos danos, relacionando-os aos aspectos específicos do desastre. Além disso, ele serviu de norteador para as perguntas que o diagnóstico buscou responder.

O modelo consistiu em quatro situações de origem do dano: ações mecânicas; interações físicas, químicas e/ou biológicas, ações emergenciais e ações reparatórias, conforme apresentado na Figura 36.

Figura 36 – Modelo conceitual de origem dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

As ações mecânicas foram advindas da dissipação de energia do volume de rejeitos que estava represado em Fundão ao longo do vale do rio Doce e área costeira. Os danos socioambientais relacionados a essa origem caracterizaram-se por serem imediatos ao desastre, geralmente de grande magnitude, sendo a fonte de origem de outros danos.

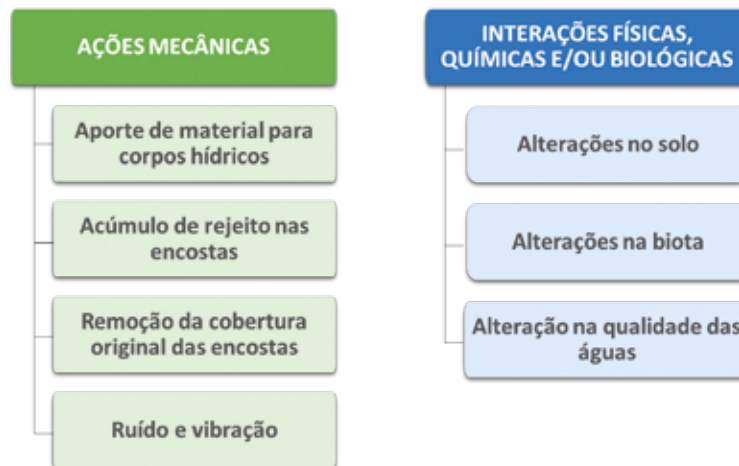
Para essa origem foi possível elencar quatro perguntas fundamentais sobre o desastre:

- Qual a extensão espacial afetada?
- Quais foram os ambientes afetados?
- Como os ambientes foram afetados?
- Como água, ar, solo, flora, fauna e patrimônio cultural foram afetados?

Dentro dessa origem, foi também possível caracterizar quatro potenciais causas de danos: aporte de material para os corpos hídricos, remoção da cobertura original das encostas, acúmulo de rejeito nas encostas e geração de ruído e vibração (Figura 37).

A primeira causa foi a percepção do desastre, com o rejeito de mineração e demais itens arrastados das encostas dos corpos d'água afetados para dentro dos mesmos até a região costeira. Atrelada a essa causa, está a remoção da cobertura original das encostas, afetando os diferentes usos do solo. A causa seguinte foi o acúmulo de rejeito nas encostas, principalmente desde a barragem de Fundão até a UHE Risoleta Neves. Por fim, a geração de ruído e vibração, inerente ao rompimento em si e à movimentação da mistura de água e rejeito ao longo do vale encaixado do alto rio Doce, podendo ser causa de danos temporários, imediatos ao desastre, como o afugentamento da fauna.

Figura 37 – Modelo conceitual de causas dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão para as origens “Ações mecânicas” e “Interações físicas, químicas e/ou biológicas”



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

As interações físicas, químicas e/ou biológicas, como os próprios nomes remetem, referem-se às diversas interações advindas das ações mecânicas. Elas podem ser separadas em três causas principais: alterações na qualidade das águas (incluindo o sedimento, já que é um sistema dinâmico), no solo (o qual tem efeitos diretos sobre o ar) e na biota (Figura 37). Considerou-se que o maior quantitativo de danos está atrelado a essa origem uma vez que os processos físicos e biológicos, que possam ter sido afetados pelo desastre, podem demorar a manifestar seus danos ou manifestarem diversos danos inter-relacionados.

A análise dessa origem levou a formulação de outras quatro perguntas sobre o desastre:

- Por quanto tempo os danos continuarão ocorrendo?
- O rejeito é um potencial contaminante nos ambientes afetados?
- Como o rejeito interage no meio?
- Os ambientes/recursos afetados poderão retornar à condição pré-desastre?

As ações emergenciais tratam de ações realizadas logo após o desastre, as quais possuem potencial de gerar novos danos socioambientais ou amplificar os que já existiam. Para essa origem, foram identificadas duas causas: ações de contenção do rejeito e ações para atendimento à população (Figura 38).

As ações de contenção de rejeitos demandaram uma gama de intervenções civis, buscando cessar o vazamento de rejeitos na barragem de Fundão, assim como minimizar a quantidade de material a ser dispersado nos corpos d’água. Já, as ações para o atendimento à população focaram em reestabelecer os serviços básicos às comunidades afetadas, como o acesso à água. Apesar do próprio nome estabelecer como emergencial, as ações tomadas após o evento, sem a correta análise de risco e adoção de medidas de prevenção, possuem grande potencial de gerar novos danos.

Essa origem levou a formulação de uma nova pergunta:

- As ações emergenciais causaram ou potencializaram danos aos ambientes e/ou recursos afetados?

Figura 38 – Modelo conceitual de causas dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão para as origens “Ações emergenciais” e “Ações reparatórias”



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

As ações reparatórias tratam das ações planejadas para a recuperação dos ambientes afetados e reparação de danos aos atingidos. Dentro dessa origem foi possível distinguir quatro causas de potenciais danos: recomposição de infraestrutura, recuperação de área degradada, implantação de novas infraestruturas e, novamente, atendimento à população (Figura 38). Na recomposição de infraestrutura, consideraram-se as estradas, pontes e outras estruturas danificadas pelo desastre que tiveram que ser reconstruídas. Na recuperação de área degradada, consideraram-se as ações e práticas de manejo empregadas para a recuperação de áreas naturais descaracterizadas pelo acúmulo de rejeitos. Na implantação de novas infraestruturas, consideraram-se as áreas originalmente não danificadas pelo desastre, mas que acabaram recebendo alguma infraestrutura nova em função dele. Já, sobre o atendimento à população, consideraram-se as ações planejadas para a recuperação plena dos atingidos.

As ações planejadas após o evento, sem a correta avaliação de impactos ambientais, adoção de medidas de prevenção e de consideração da opinião dos atingidos, possuem grande potencial de gerar novos danos. Dessa forma, foi possível elencar uma nova pergunta:

- As ações reparatórias têm potencial de causar ou potencializar danos aos ambientes e/ou recursos afetados?

Como colocado anteriormente, essas perguntas nortearam o diagnóstico de danos socioambientais, estando suas respostas sintetizadas na conclusão deste estudo.

5.4 ABORDAGEM METODOLÓGICA ADOTADA

A abordagem metodológica adotada para o diagnóstico foi a aplicação dos métodos tradicionais de avaliação de danos e a adoção da abordagem ecossistêmica para o entendimento global dos danos advindos do desastre. Como reportado anteriormente, a avaliação de danos iniciou-se com a sua identificação, passando para a sua mensuração, a partir de um ou mais indicadores, comparando-os com os dados de linha-base, quando possível, ou pontos de controle.

Independente da abordagem metodológica adotada para um diagnóstico de danos, a maior dificuldade residiu no estabelecimento da linha-base. A falta de dados anteriores ao evento em análise dificulta, ou pode até impossibilitar, a mensuração de danos. Uma das soluções adotadas para esse diagnóstico foi o estabelecimento de pontos de controle. Eles são caracterizados por não terem sido afetados pelo desastre e possuírem as características que se assemelham aos ambientes afetados.

Ainda assim, houve danos para os quais não haviam dados de linha-base e o estabelecimento de pontos de controle não se mostrava efetivo. Nesses casos, os danos foram discutidos criticamente sobre sua relação com o desastre.

Para a avaliação de danos provocados ou potencializados por ações emergenciais ou reparatórias foi adotada uma linha de corte temporal para a finalização do diagnóstico. Assim, foram consideradas as ações desenvolvidas ou planejadas nas áreas atingidas pelo desastre até dezembro de 2018.

O levantamento de danos ambientais advindos do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão foi pautado em extensivas pesquisas de campo e trabalhos secundários realizados na região antes e após o evento. Teve início com o levantamento bibliográfico sobre a região potencialmente afetada pelo desastre, por meio de bases cartográficas, de informações georreferenciadas primárias e secundárias, bem como de estudos previamente desenvolvidos na área. Um extenso levantamento bibliográfico foi realizado em trabalhos publicados (artigos científicos, dissertações, teses, capítulos de livros, livros, resumos de congressos), estudos de impacto ambiental, relatórios técnicos, dados de monitoramentos e documentos em geral, os quais tiveram relação aos temas de estudo na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. As informações também foram obtidas nos órgãos oficiais, universidades, instituições de pesquisa e demais entidades, e complementadas com os trabalhos de campo para a validação ou o refinamento desses dados ou informações.

Para a elaboração do diagnóstico foi criada uma equipe multidisciplinar composta por pesquisadores do Lactec e consultores especialistas em várias áreas do conhecimento, abrangendo os seguintes temas: geologia, espeleologia, geotecnia, solos, qualidade do ar, hidrologia, sedimentos, qualidade das águas superficiais, águas subterrâneas, saneamento, fitoplâncton, zooplâncton, fauna bentônica, flora, ictiofauna, entomofauna, herpetofauna, quelônios, avifauna, mastofauna, quiropteroфаuna, cetáceos, áreas protegidas, ecotoxicologia, química ambiental, bens arqueológicos e bens culturais materiais e imateriais. A metodologia empregada para a coleta de informações primárias e secundárias para cada tema abordado está descrita nas respectivas seções, sendo adotada uma base de dados geoespacial comum a todos.

5.4.1 BASE DE DADOS GEOESPACIAL

Inicialmente, todos os dados geoespaciais de fontes oficiais e domínio público identificados como passíveis de uso ao diagnóstico foram baixados e tiveram seus metadados incluídos, onde estão descritos os respectivos métodos de produção, conteúdo, fonte de criação, sistema de referência, entre outros dados. Essas informações foram obtidas a partir dos sites de origem (ANA, MMA etc.) ou mesmo nos catálogos oficiais do IBGE e Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE).

Posteriormente, os dados geoespaciais foram avaliados quanto aos critérios de presença de metadados e sistema de referência, destacando-se que alguns arquivos foram convertidos para o

Datum SIRGAS2000, com objetivo de atender à Resolução RPR nº 1/2005 de 25/02/2005 do IBGE. A referida resolução estabelece como novo sistema de referência geodésico para o Sistema Geodésico Brasileiro (SGB) e para o Sistema Cartográfico Nacional (SCN) o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS), em sua realização do ano de 2000 (SIRGAS2000). Após a validação os dados geoespaciais foram liberados para o uso de todas as áreas envolvidas no projeto.

Além dos dados coletados das fontes oficiais, foram disponibilizados pela Fundação Renova, por meio de solicitação ao Ministério Público Federal, um conjunto de materiais cartográficos e ortoimagens aerofotogramétricas e orbitais (Satélites GeoEye-1, WorldView-2, WorldView-3, Kompsat-3, Pleiades, SPOT-6 e SPOT-7) produzidos após o desastre e que conferem um grande volume de dados geoespaciais.

As ortoimagens orbitais disponibilizadas foram divididas em cinco grupos: T0, T1, T2, T4 e T5 para a análise temporal, conforme a descrição:

T0: imagens pré-desastre, relativas ao período de 21/01/2015 a 05/11/2015;

T1: imagens pós-desastre, no período de 06/11/2015 a 08/01/2016;

T2: imagens pós-desastre, relativas ao período de 05/02/2016 a 10/03/2016;

T4: imagens pós-desastre, relativas ao período de 31/12/2016 a 01/04/2017; e

T5: imagens pós-desastre, relativas a 31/04/2017.

As ortoimagens orbitais relativas aos períodos pré e pós-desastre (T0, T1, T2, T4 e T5) passaram por uma avaliação quanto à precisão e acurácia a fim de se determinar a escala dos produtos cartográficos a serem obtidos a partir dessas imagens. Concluiu-se que todos os produtos cartográficos gerados por meio desses insumos disponibilizados deverão se limitar à escala 1:20.000. Com base na classificação do Decreto nº 89.817, de 20 de junho de 1984, da Comissão Nacional de Cartografia (CONCAR) e da escala definida (1:20.000), os produtos cartográficos apresentam Padrão de Exatidão Cartográfica (PEC), classe A.

Durante a execução do diagnóstico, foram produzidos diversos dados cartográficos tais como: mapeamento de uso e ocupação do solo relativos aos períodos pré e pós-desastre, definição da área de passagem e deposição da lama (APDL), mapeamento das obras emergenciais, georreferenciamento dos furos de sondagem a trado, pontos de coleta de fauna, flora, água, entre outros, que são apresentados nos capítulos a que se referem.

5.4.2 ÁREA DE ESTUDO, AMBIENTES E COMPARTIMENTOS

A área de estudo do diagnóstico de danos socioambientais levou em consideração a extensão espacial que a lama de rejeitos alcançou, suas imediações e especificidades metodológicas de cada área do conhecimento. Essa extensão espacial de alcance dos rejeitos foi denominada como “área de passagem e deposição da lama” (APDL) e refere-se às áreas por onde a onda de rejeitos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão passou e a lama ficou depositada, compreendendo o trecho desde a barragem de Fundão, no município de Mariana – MG, até a foz do rio Doce, no município de Linhares – ES. Já, a área de dispersão dos rejeitos no mar foi denominada “pluma de rejeitos”. Ambas as áreas estão detalhadas, respectivamente, nos Capítulos 6.3 e 6.5, deste documento.

As imediações da APDL consideradas no estudo variaram conforme as áreas de conhecimento. Um exemplo é para a água, onde os afluentes foram estudados para caracterizar o dano no rio Doce. Flora e fauna expandiram suas áreas de estudo além da APDL como áreas amostrais e de controle. Já, para o patrimônio cultural, a área de estudo levou em consideração os municípios adjacentes à calha dos rios afetados. Assim, a definição da área de estudo está apresentada por ambiente afetado, em seus respectivos volumes.

Considerando o trajeto percorrido pelos rejeitos, foram caracterizados três ambientes principais afetados pelo desastre, os quais foram alvo de levantamento de danos para o diagnóstico. O primeiro foi denominado “Ambientes Aquáticos Continentais”, que foram definidos neste estudo como a massa de água doce sobre a superfície terrestre, isto é, rios, lagos, lagoas e reservatórios. Além disso, considerou-se a região que compreendeu os substratos não consolidados ou consolidados associados ao fundo do sistema aquático, definida como zona bêntica (ESTEVES, 2011). Dentro desse ambiente foram avaliados o ambiente fluvial (rios), os quatro reservatórios hidrelétricos existentes ao longo da calha do rio Doce e os ambientes lacustres (lagoas do Espírito Santo¹).

O segundo ambiente considerado foi a denominada “Zona Costeira e Marinha”, englobando estuários, praias e manguezais, o ambiente marinho, na porção oceânica adjacente à foz do rio Doce, e o banco de Abrolhos. Apesar de intrinsecamente relacionados, os ambientes aquáticos de água doce, salina e salobra foram divididos em volumes separados devido às diferenças em seus ecossistemas e processos biofísicos.

O terceiro ambiente foi denominado “Ambiente Terrestre e Atmosfera”, que abrangeu a superfície e o subsolo da estrutura física adjacente às planícies de inundação dos corpos d’água atingidos, incluindo a flora e fauna. A atmosfera pode ser considerada como um quarto ambiente, mas foi agregado ao ambiente terrestre pois relaciona-se diretamente a este uma vez que as alterações provenientes do desastre que afetaram a qualidade do ar estão diretamente relacionadas a processos que ocorrem na terra.

Ressalta-se que os três ambientes, apesar de possuírem características próprias, são interdependentes, afetando a dinâmica uns dos outros constantemente. Porém, essa divisão adotada foi necessária para avaliar as especificidades dos danos advindos do desastre em cada ambiente.

O patrimônio cultural foi tratado como um campo único, com a identificação de danos em todos os ambientes, sem divisão. Abrangeu os campos de bens arqueológicos, culturais materiais e culturais imateriais.

A divisão por ambientes foi a base para a divisão física do diagnóstico em tomos, estando sumariada na Figura 39.

1 Nas proximidades do Parque Estadual do Rio Doce existe um significativo complexo lacustre. Entretanto o mesmo não foi abrangido pelo diagnóstico por não haverem evidências de danos. Maiores explicações podem ser encontradas no volume “Ambientes Aquáticos Continentais” da Atualização da Linha-Base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019b).

Figura 39 – Esquema da divisão por ambientes adotados no diagnóstico

Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Dentro das divisões adotadas, cada dano foi apresentado dentro de cada matriz ou processo afetado (ex. água ou transporte de sedimentos), precedido pela descrição metodológica dos indicadores utilizados para mensurá-lo. Ao final de cada ambiente foi apresentada a análise integrada dos danos, caracterizada pela integração dos estudos multidisciplinares nos ambientes afetados.

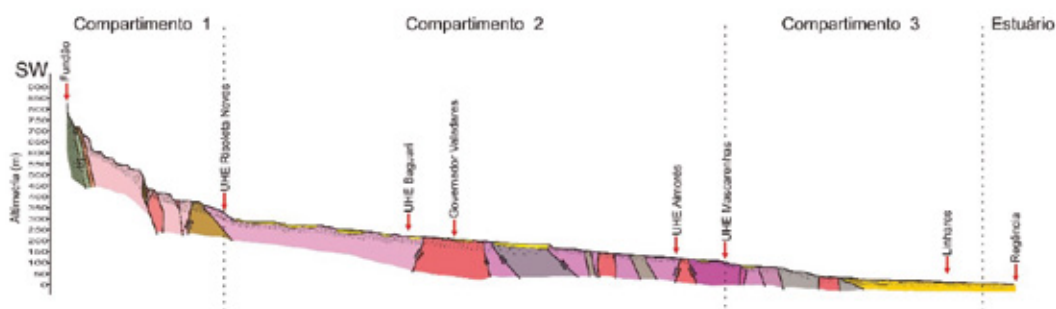
Considerando a extensão espacial que a lama de rejeitos alcançou, foi necessária uma compartimentação para a análise e a mensuração dos danos. Para essa compartimentação se adotaram critérios geomorfológicos, assim como as características específicas dos locais estudados.

Para os rios atingidos e seu entorno no ambiente terrestre foram definidos 3 compartimentos em função das características geomorfológicas do terreno e da presença das usinas hidrelétricas. Como pode ser visualizado na Figura 40, o substrato geológico condiciona a geomorfologia, sobretudo no que diz respeito às características fisiográficas. Assim, por exemplo, na região entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, que engloba essencialmente rochas do Quadrilátero Ferrífero, xistos, quartzitos e gnaisses, verificaram-se serras e cristas elevadas que se destacam na paisagem local. Nesta região a declividade é bastante acentuada e o rio apresenta vales encaixados. Face a estas características a velocidade do fluxo hidrológico é acentuada, de tal forma que dominam os processos erosivos sobre os processos de sedimentação.

Após a UHE Risoleta Neves predominam rochas intrusivas e metamórficas de alto grau, sobretudo, granitos e gnaisses. O relevo é mais arrasado com morros de topos arredondados e encostas suaves. As declividades passam de elevadas a médias e o rio apresenta-se relativamente mais sinuoso com vales mais abertos, localmente meandranes e com fluxo hidrológico sensivelmente mais lento.

Já, na porção no Espírito Santo o relevo é muito suave, tendendo a plano. Há uma transição de rochas essencialmente graníticas, bastante arrasadas, para rochas sedimentares da Formação Barreiras. Neste compartimento as declividades são baixas e o rio apresenta um perfil aberto, associado a extensas planícies de inundação, dado que os processos de deposição predominam sobre os processos erosivos, caracterizados pela presença de extensos bancos de areia, barras longitudinais e ilhas fluviais ao longo da calha do rio. Neste segmento, o rio apresenta vários canais que se interconectam, típicos de um rio entrelaçado (*braided*).

Figura 40 – Desenho esquemático dos compartimentos adotados no diagnóstico ao longo dos rios afetados pelo desastre



Fonte: BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019c.

Assim, o Compartimento 1 foi definido como o trecho de corpos d'água atingidos, e seu entorno no ambiente terrestre, deste a barragem de Fundão até a UHE Risoleta Neves, onde grande parte do volume de rejeitos ficou retido (ver Capítulo 6.4 deste documento). O Compartimento 2 abrange o trecho do rio Doce, e seu entorno no ambiente terrestre, desde a UHE Risoleta Neves até a UHE Mascarenhas, próximo à divisa entre os estados de Minas Gerais e do Espírito Santo. Já, o Compartimento 3 inicia-se na UHE Mascarenhas até o limite com o Compartimento 4, definido neste estudo como estuário.

Como não existe uma delimitação definida do estuário do rio Doce, adotou-se como iniciando na estação amostral C1, localizado a aproximadamente 7 km da linha da costa, em Regência, Linhares, abrangendo a calha do rio Doce e entorno até a sua foz, em Regência no Espírito Santo².

O Compartimento 4 engloba o estuário do rio Doce, a Lagoa ou Laguna Monsarás e o estuário do rio Piraquê-açu (confluência com o rio Piraquê-mirim). Já, o Compartimento 5 é a porção marinha da área abrangida pelo diagnóstico, delimitada por um raio de aproximadamente 80 km a partir da foz do rio Doce. Esse raio foi definido objetivando englobar o ponto amostral mais ao sul (próximo da foz do rio Piraquê-açu) e o ponto mais ao norte (manguezal do rio Mariricu). Faz parte do Compartimento 5, também, as faixas de praia arenosa e os manguezais. Ressalta-se que o banco dos Abrolhos foi tratado separadamente dentro do ambiente da zona costeira e marinha.

Na Figura 41, está apresentada a delimitação dos compartimentos adotados no diagnóstico.

2 Maiores detalhes podem ser encontrados no tomo "Zona Costeira e Marinha".

Figura 41 – Mapa da divisão por compartimentos adotada no diagnóstico



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Em alguns casos os compartimentos foram subdivididos para uma melhor interpretação do dano. Esses detalhes estão apresentados dentro dos tomos específicos de cada ambiente.

5.4.3 CLASSIFICAÇÃO DO DANO

Como reportado anteriormente, os danos foram primeiramente identificados e depois mensurados por indicadores em relação à linha-base ou pontos de controle. De forma prática, os indicadores constituem uma representação simplificada de uma realidade socioambiental complexa, buscando sintetizar e comunicar dados técnicos e de adaptar informações à linguagem e aos interesses de um público composto por diferentes atores sociais (BRASIL (MMA), 2012).

Em um paralelo com a Avaliação de Impactos Ambientais, conforme Resolução CONAMA 01/1986, os impactos ambientais de um projeto envolvem a identificação, previsão da magnitude e interpretação da importância, discriminando impactos positivos e negativos, diretos e indiretos, prazo, reversibilidade, cumulatividade e sinergismo. Para a avaliação de danos, buscou-se também uma classificação de modo a sintetizar a sua magnitude e consequências.

A classificação dos danos socioambientais levou em consideração os seguintes atributos: abrangência, gravidade, reversibilidade e tendência (Figura 42). Para cada um dos atributos foram adotadas classes padronizadas para caracterizar os danos.

Figura 42 – Esquema de atributos de classificação dos danos socioambientais advindos do desastre



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

O atributo abrangência refere-se à extensão espacial do dano, considerando os ambientes e os compartimentos afetados. Pode ser considerado como a área afetada pelo dano, sendo que a gravidade pode ser variável em diferentes áreas dentro da mesma abrangência.

O atributo gravidade visou traduzir, de uma forma simplificada, a magnitude do dano. Como cada dano foi mensurado por diferentes indicadores, a definição de sua gravidade foi de acordo com a escala de cada indicador. A intenção foi a de traduzir para o leitor o quanto as alterações em indicadores são relevantes. Assim, a gravidade foi classificada em pouco grave, grave ou gravíssimo. Ressalta-se que um dano classificado como pouco grave representa uma magnitude moderada, onde o efeito do dano foi baixo em comparação com o potencial do que poderia ter ocorrido. A escala grave representa um dano significativo, enquanto que gravíssimo foi classificado o dano que apresenta uma alteração profunda no ambiente afetado. A metodologia adotada para essa definição está apresentada juntamente dos respectivos danos.

O atributo reversibilidade refere-se à possibilidade de retorno à condição de linha-base, caso o dano seja cessado ou com a adoção de ações de reparação. Nesse atributo foram adotadas as classes reversível, parcialmente reversível e irreversível. Reversível trata-se do dano cujo ambiente ou recurso afetado é capaz de retornar plenamente à condição de linha-base. Parcialmente reversível foi classificado o dano, cujo ambiente ou recurso é capaz de retornar parcialmente à condição de linha-base, ou seja, é capaz de se recuperar até certo ponto, sem voltar plenamente a como era antes. Já, irreversível foi considerado o dano quando o ambiente ou recurso afetado foi profundamente alterado, não sendo capaz de retornar à condição pré-desastre. Ressalta-se que também foi considerado irreversível um dano capaz de retornar à condição inicial, mas que demandaria um grande tempo para isso, no caso, maior que 70 anos³.

O atributo tendência refere-se à extensão temporal do dano, visando caracterizar se o mesmo já foi cessado ou não. Ressalta-se que essa avaliação se baseia somente na ocorrência do dano, sem levar em consideração a recuperação do ambiente. Um exemplo é a supressão de vegetação nativa pela passagem da lama, que já foi cessada, mas cuja recuperação levará ainda muitos anos. Caso o dano permaneça acontecendo, é apresentada a tendência a partir de 2019, dividida entre tende a reduzir ou tende a aumentar. A tendência a redução significa que, ao longo do tempo, o dano minimiza, tendendo a ser cessado. Já a tendência de aumento significa que o dano permanece acontecendo ou piorando ao longo do tempo, sem perspectiva de ser cessado.

³ A escala de tempo adotada levou em consideração o tempo de uma vida humana.

Há, ainda, os danos cujos indicadores apontam que o mesmo já cessou, entretanto possuem características tais que, dependendo das condições do ambiente, podem voltar a acontecer. Para esses casos foi adotada a nomenclatura “estabilizado”, significando que o dano demanda o monitoramento e o controle periódico pois pode voltar a ocorrer.

Houveram também danos em que não é apresentada a classificação, uma vez que é necessário maior tempo de monitoramento para mensuração da magnitude do dano, assim como para avaliação de tendência e reversibilidade.

A classificação segundo esses atributos está explicada dentro de cada dano, ao longo dos Tomos Ambientes Aquáticos Continentais, Ambiente Terrestre e Atmosfera, Zona Costeira e Marinha e Patrimônio Cultural, estando sintetizada no Capítulo 9 deste documento, na denominada matriz de danos.

5.5 QUÍMICA ANALÍTICA AMBIENTAL

A Química Analítica Ambiental pode ser considerada como uma das principais ferramentas para o estudo dos processos ambientais e por meio da qual é possível monitorar qualitativa e quantitativamente as espécies (elementos e substâncias) presentes, principalmente, as com efeitos nocivos, suas causas e fontes, para se poder implementar estratégias capazes de restaurar a qualidade ambiental original (SMITH, 2018).

No caso de desastres ambientais, como o do rompimento da barragem de Fundão, a química analítica ambiental representa uma alternativa para a compreensão dos fenômenos decorrentes do aporte ou da disponibilização de espécies químicas para o meio. A partir de ensaios e análises específicos, combinados com a avaliação dos dados de forma integrada, é possível consolidar uma melhor compreensão dos danos ambientais decorrentes.

A principal estratégia adotada para a avaliação dos danos decorrentes do aporte de espécies químicas nos ambientes, em especial dos elementos químicos presentes no rejeito de mineração (detalhado no item 6 do presente Tomo), foi a análise química elementar das diversas matrizes. Complementarmente, a apresentação dos dados obtidos foi realizada de forma individualizada, reduzindo-se dos valores determinados pelas instituições, também referenciadas no presente relatório, no período pré-desastre, considerados como de linha-base para cada uma das matrizes; e, ainda, em relação aos parâmetros normativos (limites estabelecidos em resoluções técnicas, como a CONAMA 420, por exemplo). No entanto, como tais avaliações podem desconsiderar os efeitos sinérgicos aos quais os ambientes estão sujeitos, foi, portanto, utilizada a abordagem de fatores de contaminação, de forma complementar. A abordagem metodológica para ambos os temas está detalhada nos itens subsequentes (5.5.1 e 5.5.2). Outras técnicas de avaliação físico-química e a análise de dados foram aplicadas neste trabalho para a identificação e a mensuração de danos, dentre as quais: a difratometria de raios-X, a análise cromatográfica, a análise micrográfica e química elementar por microscopia eletrônica de varredura e a microsonda analítica de raios X, entre outras. Estas técnicas, específicas para cada uma das matrizes, tiveram as suas metodologias descritas de forma específica, juntamente aos detalhamentos de danos, nos tomos relativos a cada ambiente.

5.5.1 ANÁLISE QUÍMICA ELEMENTAR

Para a realização de análises químicas, as técnicas analíticas usadas necessitam, geralmente, de algum tipo de preparo de amostra capaz de transformar a forma original desta em uma forma mais conveniente e/ou mais apropriada para a análise. Esse preparo visa também eliminar e/ou minimizar possíveis interferências, melhorando a acurácia e a precisão na análise. Além disso, é importante levar em conta as peculiaridades da amostra e a 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 (SOUSA et. al., 2015; SKOOG, 2006; VOGEL, 2002).

Em geral, para a determinação de componentes inorgânicos, o objeto da análise elementar, os diferentes métodos de preparo se baseiam em procedimentos de dissolução ou de 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 et. al., 2015).

Dentre os métodos de preparo existentes, um dos mais utilizados para este tipo de análise é a digestão da amostra. A digestão consiste na decomposição de compostos orgânicos e inorgânicos em seus elementos constituintes empregando ácidos minerais e aquecimento. O ácido nítrico (HNO_3) é o ácido mineral oxidante mais utilizado pois suas soluções (reagentes comerciais) podem ser facilmente encontradas com elevada pureza e os seus produtos de reação são geralmente nitratos metálicos, em sua maioria solúveis em meio aquoso. Seu poder oxidante é moderado e este ácido pode ser usado em temperaturas elevadas (quando sob refluxo ou sistema fechado). Além deste ácido, também são empregados o ácido perclórico (HClO_4) que reage com material orgânico; o ácido sulfúrico (H_2SO_4), que também apresenta elevado poder oxidante; e o ácido fluorídrico (HF), que promove principalmente a dissolução de materiais com sílica e aços (SOUSA et. al., 2015; BARIN, J. S. et al, 2012; USEPA 3050; USEPA 3051; USEPA 3052).

Considerando essas informações, pode-se utilizar diferentes ácidos, isoladamente, ou, uma mistura deles, o que é uma prática bastante comum. Alguns exemplos de combinação de ácidos são as misturas $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{SO}_4$ e HNO_3/HCl . A adição de H_2SO_4 melhora a eficiência do ácido nítrico 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 o HNO_3 e o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) devido ao seu caráter oxidante. Além do aumento da eficiência da digestão, a grande vantagem desta mistura com peróxido é que a água é um produto da decomposição, o que facilita o descarte dos resíduos (SOUSA et. al., 2015).

Os analistas e laboratórios podem contar com guias, manuais, padrões e normas compilados por órgãos internacionais que auxiliam no desenvolvimento, na implantação e, se for de interesse, na acreditação de ensaios de preparo de amostras. Estes documentos também contemplam vários outros tipos de preparo, para vários outros analitos e para diferentes técnicas analíticas. Dentre estes materiais referenciais, os mais utilizados são os manuais *Test Methods for Evaluating Solid Waste (SW-846)* da *United States Environmental Protection Agency (EPA)* e os métodos *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*.

Os métodos SMEWW compreendem diferentes preparos de amostra que são denominados 3030 de A até K, conforme suas características. O método 3030 A se refere a amostras de água que não necessitem de digestão para a decomposição e mineralização dos elementos químicos presentes, podendo sua análise ocorrer diretamente. Os métodos B até K se destinam a amostras que tenham material particulado, matéria orgânica, necessitando da digestão com ácidos e aquecimento. Na norma está preconizado que o resultado após a digestão e a análise podem ser expressos como “metais totais”. Os métodos SMEWW utilizam o termo “total” na expressão dos resultados no sentido de que o elemento químico está sendo analisado sem especificação (APHA/AWWA/WEF. EATON, A.D et al. 2011).

Já, para os métodos da EPA de preparo da amostra, é feita uma distinção entre o tipo de resultado apresentado, levando em conta a digestão ou não da sílica presente na amostra, se for o caso. Dessa forma, há dois métodos diferentes de digestão das amostras, com o auxílio de micro-ondas. Um deles, denominado *Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils* (EPA 3051), utiliza somente o ácido nítrico ou misturas de ácido nítrico e clorídrico, cujos resultados são expressos como sendo “pseudototais”. O segundo método, denominado *Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices* (EPA 3052), utiliza também o ácido fluorídrico que consegue digerir a sílica, cujos resultados são expressos como sendo “totais”. No caso da presença de matéria orgânica, pode-se utilizar também o peróxido de hidrogênio para auxiliar na oxidação. Os métodos da EPA, portanto, levam em conta a dissolução da sílica para o uso dos termos “pseudototal” e “total” na expressão dos resultados. Esta distinção é feita porque a sílica pode aprisionar em sua estrutura cristalina certa quantidade de alguns elementos químicos (como a Ag, o Al, o Fe e o Sb) que, sem a sua dissolução, não será contabilizada no valor obtido de resultado. É importante destacar ainda, que este método contempla a digestão de amostras de tecidos orgânicos, utilizando ácido nítrico e peróxido de hidrogênio (USEPA SW-846/3051A, 2007; USEPA SW-846/3052, 1996).

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.

Os métodos EPA 3051 e EPA 3052 promovem a dissolução de minerais e compostos orgânicos e, portanto, extraem formas estruturais de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) em solos e sedimentos. Apesar de a digestão da sílica promovida pelo método EPA 3052 disponibilizar a quantidade total de elementos da matriz, a Agência Ambiental Brasileira (Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA) preconiza a extração pseudototal (EPA 3050 ou 3051) para avaliar o risco de EPTs no solo e nos sedimentos para propósitos regulatórios de avaliação ambiental (BRASIL, 2009; SILVA; NASCIMENTO; BIONDI, 2013). Segundo Melo et al. (2016) a recuperação de Pb, As, Co, Zn e Cu em amostras de solo pelo método 3051, em comparação ao 3052 foi muito próxima a 100%, indicando que os métodos foram equivalentes para a determinação desses elementos. De maneira análoga, Silva, Nascimento e Biondi (2013) obtiveram coeficientes de correlação acima de 0,9 entre as concentrações de Hg, Ni, Zn, Pb e Cu recuperadas entre os métodos 3051 e 3052. Essa constatação é especialmente observada em solos com mineralogia com predomínio de óxidos e hidróxidos de Fe, como é o caso do presente rejeito de mineração, devido à substituição isomórfica do Fe por alguns EPTs (Pb, Mn, Zn, Cu, Ni, Cd, Co e Cr,

por exemplo) nos octaedros (COSTA; BIGHAM, 2009), justificando assim a desnecessidade de digestão dos silicatos. Assim, por razões de segurança devido à periculosidade do ácido fluorídrico, e sem perder eficiência, o método EPA 3051 é preferível no estudo ambiental de EPTs em solos e sedimentos.

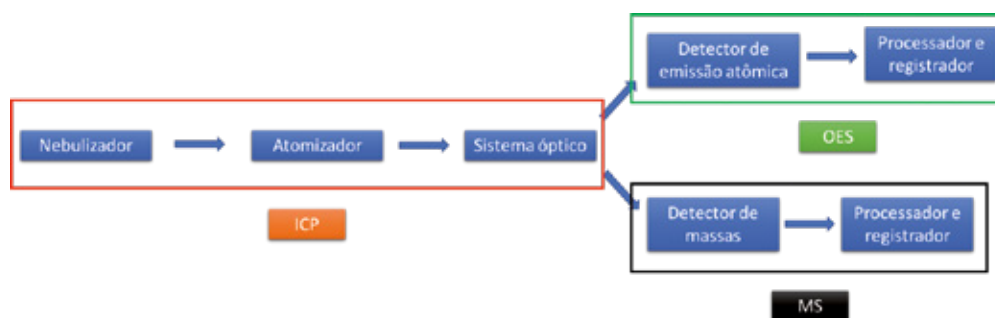
Neste trabalho de diagnóstico ambiental do rio Doce, portanto, os laboratórios que prestaram serviço de preparo e análise de EPTs de amostras das diferentes matrizes avaliadas, utilizaram os métodos de preparo de amostra baseados na SMEWW 3030 A, B, D, F e G, ou EPA 3051, para as matrizes de água, solo, sedimentos e rejeito. Por outro lado, as amostras biológicas foram preparadas pela EPA 3052, específica para este tipo de matriz. Os métodos de análise utilizados foram a SMEWW 3120B *Inductively Coupled Plasma (ICP) Method*, que se refere ao uso do equipamento ICP-OES (Espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente) e EPA SW-846/6020B *Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry*, referente ao equipamento ICP-MS (Espectrometria de massas com plasma acoplado indutivamente).

Preparada a amostra, a análise química elementar pode ser efetuada por uma série de técnicas distintas, dentre as quais, destacam-se: a espectrometria de absorção atômica em chama ou forno de grafite (AA); a fluorescência de raios X (FRX) e a fluorescência de raios X com reflexão total (TFRX); a espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES) e a espectrometria de massa com plasma acoplado indutivamente (ICP-MS).

Neste contexto, os métodos espectroscópicos atômicos, ICP-OES e ICP-MS, vem sendo os mais usualmente utilizados na determinação multielementar qualitativa e quantitativa, principalmente no que diz respeito a análises ambientais. Estas técnicas apresentam alta seletividade e sensibilidade de detecção de elementos 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.

Para a realização dos ensaios por ICP, as amostras, após digeridas, são introduzidas em um atomizador por plasma, o qual, em condições de temperaturas elevadas, da ordem de 6000 a 8000 °C, converte as espécies presentes em átomos ou íons elementares, em fase gasosa, conforme representação esquemática simplificada na Figura 43. A diferença principal entre as metodologias de ICP-OES e ICP-MS reside na quantificação do elemento analisado, que depende do tipo de detector utilizado. Para o ICP-OES, os elementos químicos são avaliados em relação à liberação de energia na forma de radiação eletromagnética, decorrente da absorção efetuada no processo de atomização, sendo que cada espécie emitirá radiação em distinto comprimento de onda. Já o ICP-MS é uma técnica absoluta, sendo a identificação e a quantificação do elemento baseada em sua massa atômica, o que torna a metodologia mais robusta e segura para a avaliação de matrizes ambientais, mesmo em condições de concentrações baixas de elementos. De qualquer forma, em ambos os casos, a avaliação das amostras por ICP para análise e quantificação se dá por comparação direta com um padrão analítico (VOGEL, 2002).

Figura 43 – Representação esquemática simplificada para comparação dos sistemas ICP-OES e ICP-MS.



Entre as vantagens da utilização da técnica de ICP-OES está o fato de ser uma técnica multielementar (determinação de mais de 60 elementos químicos), que permite análises simultâneas ou sequenciais rápidas, alta sensibilidade, faixa linear de trabalho entre 0,1 a 1000 $\mu\text{g mL}^{-1}$. As limitações são o alto custo operacional e a utilização de 1 m^3 de argônio 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 disso, as linhas espectrais mais intensas destes elementos localizam-se no infravermelho próximo e não são detectadas facilmente pelos detectores usuais (VOGEL, 2002).

As interferências na técnica de ICP-OES são a interferência espectral, quando se tem analitos com linhas espectrais próximas, por exemplo, o sódio com emissão em 285,28 nm e o magnésio com emissão em 285,21 nm. Em um espectrômetro de resolução moderada qualquer quantidade de sódio vai gerar leituras mais altas para magnésio. As interferências do analito podem estar relacionadas ao processo de aspiração, nebulização, dessolvatação e volatilização da amostra. O ICP-OES é amplamente utilizado na determinação de traços de metais em amostras ambientais, em produtos de petróleo, alimentos, amostras geológicas, em materiais biológicos e no controle de qualidade industrial (VOGEL, 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 normalmente são mais fáceis de interpretar que os gerados por outras técnicas, como os de emissão óptica. O ICP-MS tem sido amplamente utilizado na indústria de semicondutores e eletrônicos, geoquímica, em análises ambientais, pesquisas médicas e biológicas. Os instrumentos com espectrômetro de massas do tipo quadrupolo permitem a detecção de todos os elementos em nível de ppb. Os instrumentos de alta resolução conseguem atingir limites de detecção de subpartes por trilhão (VOGEL, 2002).

As interferências em ICP-MS são do tipo espectroscópicas e de efeitos da matriz. Estas, fazem com que o analito se comporte de forma diferente na amostra e nas soluções de calibração (VOGEL, 2002).

As interferências espectrais ocorrem quando as espécies iônicas no plasma apresentam o mesmo valor m/z do íon do analito. Essas interferências são normalmente causadas por íons poliatômicos gerados pela recombinação dos íons formados no plasma com outros íons da amostra, da atmosfera ou do próprio argônio. 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 estas interferências (VOGEL, 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 outros. Estes efeitos podem ser minimizados a partir da diluição da amostra, mudanças no processo de introdução da amostra ou por meio da remoção das espécies interferentes (VOGEL, 2002).

Apesar das interferências descritas para o ICP-MS, a técnica apresenta menos interferências, quando comparada ao ICP-OES (VOGEL, 2002). Assim, de forma geral, para a análise química elementar das diversas matrizes estudadas neste trabalho (rejeitos, sedimentos, solos e biota), sempre que possível, foram utilizadas as metodologias de ICP-MS e ICP-OES (com priorização da primeira), de modo a padronizar os trabalhos e obter resultados com mais acurácia e precisão.

5.5.2 FATORES DE ENRIQUECIMENTO E CONTAMINAÇÃO

Uma vez que os metais de fontes naturais e antropogênicas se acumulam juntos, é difícil determinar que proporção da carga de metal nos solos e sedimentos é natural e qual proporção é antropogênica. Isso ocorre devido a insumos antropogênicos variáveis e cargas de metal naturais que podem variar em diferentes ordens de magnitude, dependendo da natureza, distribuição do tamanho de grãos e proveniência de minerais com compostos ricos em metais e/ou pobres em metais (LORING, 2002).

Os sedimentos de fundo constituem-se em reservatórios de elementos-traço biodisponíveis que ficam aprisionados nos minerais por processos de adsorção, precipitação, oclusão e incorporação (AHLF, 2001). A contaminação com elementos-traço de origem antropogênica continua sendo um problema nas sociedades contemporâneas, pois a maioria desses poluentes não degradáveis se acumulam em espécies químicas que são, muitas vezes, mais reativas que as formas originais (ADRIANO, 2004).

As evidências de ocorrências de impactos relacionados à concentração de elementos tóxicos ao meio ambiente e aos organismos se pautam no país nos critérios para avaliação da qualidade dos sedimentos estabelecidas pela Resolução CONAMA 344/04. O limite mínimo - TEL (*Threshold Effect Level*) ou Nível 1 - representa a concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos aos organismos. O limite máximo - PEL (*Probable Effect Level*) ou Nível 2 - representa a concentração acima da qual é frequentemente esperado o citado efeito adverso para os organismos (SANTOS, 2012). Estes limites TEL e PEL fazem parte de um protocolo canadense de critérios orientativos e foram adotados pelo CONAMA no Brasil em 2004, para avaliação da qualidade de sedimentos (OLIVEIRA, 2015).

Ao avaliar lagos e bacias em termos de quimioecologia, o teor de metais pode ser determinado tanto na água como no sedimento do fundo. O teor de metais na água pode estar sujeito a alterações repentinas consideráveis, resultantes de um aumento do influxo de esgoto, aumento de vazão, diluição, ressuspensão, eluição da poluição por chuvas pesadas, etc. Assim, a avaliação do grau de contaminação de um corpo hídrico pode ser distorcida como resultado de tais episódios. No entanto, é possível evitar erros e conclusões equivocadas, aplicando uma pesquisa de longo prazo conduzida em locais de amostragem adequadamente posicionados nos corpos de água. Para contornar este problema, utiliza-se a determinação do teor de metal no sedimento do fundo que é um método mais fácil, menos propenso a erros aleatórios. Pesquisas sobre os sedimentos de fundo, que acumulam a maioria dos poluentes que entram no corpo de água, permitem obter um quadro integrado da contaminação, porque o teor de metais nos sedimentos de fundo é o resultado de processos prolongados de sedimentação e não

se altera devido às condições externas. Além disso, distinguindo camadas separadas do sedimento do fundo, é possível avaliar as tendências para a mudança do teor de metal em termos de tempo, o que é praticamente impossível tomando somente a contaminação por metais da água como base para a avaliação (LOSKA, 1997).

A utilização de sedimentos de fundo como indicadores de contaminação de reservatórios de água permite estabelecer diversos fatores que, por meio de determinadas equações matemáticas, possibilitam uma avaliação inconfundível (LOSKA, 1997).

Na maioria das áreas, o fracionamento de partículas hidráulicas e mineralógicas (químicas) geralmente resulta no aumento das concentrações de metais com a diminuição dos tamanhos de grãos sedimentares. É essencial, portanto, entender e normalizar os efeitos das distribuições de tamanho de grãos e proveniência na variabilidade do metal natural, antes que os efeitos de insumos metálicos antropogênicos possam ser determinados (LORING, 2002).

De forma análoga estão os solos, que podem apresentar elementos inorgânicos tóxicos associados à sua matriz, tanto na constituição de minerais primários e secundários (formas estáveis) quanto retidos às cargas formadas nesses minerais e na matéria orgânica do solo, em diversos graus de energia (SOBRINHO; BARRA; LÃ, 2009). No último caso, os EPTs em formas solúveis e trocáveis (mais fracamente retidos) se apresentam em equilíbrio com a solução do solo, podendo se tornar prontamente disponíveis para absorção pela biota ou ainda podendo lixiviar e contaminar águas subsuperficiais (BRADY; WEIL, 2013).

Assim como para sedimentos, a presença de EPTs no solo pode ser advinda de fontes naturais e/ou antropogênicas. Para a avaliação do grau de contaminação dessa matriz são utilizados, via de regra, os valores de referência de qualidade do solo (VRQs), determinados por órgãos ambientais das esferas estaduais e/ou federais. Os VRQs representam concentrações de determinadas substâncias que definem a qualidade natural do solo, sendo determinados com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos (CONAMA, 2009).

Para o Brasil, a Resolução CONAMA 420/2009 estabelece teores de referência para diversos elementos em dois níveis de interpretação: valores de prevenção (concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais) e valores de investigação (concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado) (CONAMA, 2009). Os valores de investigação (VI) podem ser, ainda, divididos de acordo com o uso do solo em: VI Agrícola, VI Residencial e VI Industrial. Para uso agrícola os VRQs são mais restritivos do que solos de uso residencial, que por sua vez são mais restritivos que solos de uso industrial.

No caso dos VRQs para a avaliação da contaminação do solo, utilizam-se os teores pseudo totais de EPTs para comparações com a norma, que são extraídos a partir da metodologia EPA 3051A (USEPA SW-846/3051A, 2007). A fração pseudo total, embora seja representada por parte da fração estrutural e, portanto, estável dos EPTs no solo, busca representar os elementos que eventualmente possam ser liberados no ambiente a curto, médio e longo prazo.

No caso do estado de Minas Gerais, o Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM), a partir da Deliberação Normativa nº 166 de 2011, recomenda a utilização de VRQs para solos e águas subterrâneas

determinados a nível estadual (MINAS GERAIS, 2011). No entanto, destaca-se que os VRQs de Minas Gerais, e sobretudo os VRQs estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009, são valores muito amplos e foram calculados a partir da amostragem de diversas classes de solos e materiais de origem. Dessa maneira, a avaliação da contaminação dos solos da bacia do rio Doce, a partir da comparação dos teores pseudo totais de EPTs com valores de referência de qualidade, é mais assertiva quando se considera a comparação com VRQs regionais e que englobam solos e rochas da região do Quadrilátero Ferrífero, região essa amplamente conhecida por apresentar valores naturalmente anômalos de EPTs.

Para a bacia do rio Doce, portanto, foram propostos VRQs locais, conforme estudo elaborado por Guevara et al. (2018), e que foram preferencialmente utilizados para o diagnóstico de contaminação por EPTs nos solos afetados pelo desastre no presente estudo.

A avaliação da contaminação de EPTs na matriz solo para o diagnóstico de danos apresentado neste trabalho, foi realizada, ainda, a partir da comparação com os teores de EPTs de solos anteriores ao desastre (considerados solos de linha base, de origem aluvionar e presentes nas planícies de inundação do compartimento 1, obtidos dos estudos de Pacheco (2015) e Rodrigues (2012)) além da avaliação de índices de contaminação, calculados a partir da normalização entre os teores quantificados nos solos afetados pelo desastre com os teores naturalmente presentes nestes mesmo solos de linha base.

Equações matemáticas permitem o cálculo de fatores e índices que normalizam os dados e que ajudam na interpretação e comparação dos teores de metais em áreas antropizadas, tanto em sedimentos como em avaliações geoquímicas de solos. Alguns dos indicadores de contaminação mais usados são: índice de geoacumulação, fator de enriquecimento, fator e grau de contaminação e o índice de carga de poluição (LOSKA, 1997).

O fator de enriquecimento (FE) é uma estimativa para a diferenciação entre os metais originários de atividades humanas e os provenientes de processo natural, para avaliar o grau de influência antrópica no ambiente (GRESENS, 1967; SUTHERLAND, 2000; NASCIMENTO, 2018). É calculado pela equação 1 e a classificação do enriquecimento de determinado metal segue os valores da Tabela 4.

$$FE = \frac{M_{am}/N_{am}}{M_{ref}/N_{ref}} \quad (1)$$

Onde: M_{am} = concentração do metal na amostra

N_{am} = concentração do normalizador na amostra

M_{ref} = concentração do metal na referência ou background

N_{ref} = concentração do normalizador na referência ou background

Tabela 4 – Classificação do fator de enriquecimento.

FE	Enriquecimento
FE < 1	mínimo
1 ≤ FE < 5	moderada
5 ≤ FE < 20	significativo
20 ≤ FE < 40	elevada
FE ≥ 40	extremamente elevada

Como se pode observar, para o cálculo do FE é necessário utilizar um elemento normalizador. A escolha deste elemento normalizador parte do pressuposto que deve existir uma relação linear entre o normalizador e outros metais avaliados. Tal relação sugere que, nos sedimentos ou solos naturais da área, a concentração do metal irá mudar proporcionalmente à concentração do normalizador. Também, deve existir uma relação linear entre a concentração do normalizador e a porcentagem de conteúdo de granulação fina (silte + argila) das amostras. Tal relação permitiria o uso das concentrações do normalizador como *proxy* para a variabilidade granulométrica dos sedimentos ou solos. Vários elementos normalizadores têm sido usados para normalização de dados geoquímicos de solos e de sedimentos: Al, Li, Cs, Sc e Fe (ALOUPI, 2001). O mais largamente utilizado é o alumínio por este elemento apresentar baixa mobilidade no ambiente (CHEN et al., 2007; NASCIMENTO, 2018). Para o caso do presente trabalho de diagnóstico ambiental do rompimento da barragem de Fundão, o Fe não é indicado como normalizar por ser o elemento foco da mineração. Foram realizados testes de correlação linear do alumínio com a granulometria e os demais elementos químicos, onde se observou correlação deste elemento com níquel e cromo para a matriz solo, mas não houve boa correlação para sedimentos e para os demais elementos no solo. Dessa forma, optou-se por não calcular o fator de enriquecimento para as matrizes em questão, uma vez que a correção para o teor do elemento normalizador não se mostrou eficaz nesse caso.

O índice de geoacumulação (I_{geo}) é outro método para avaliar a contaminação do ambiente por metais (MÜLLER, 1969; LOSKA, 1997; NASCIMENTO, 2018). O índice é calculado pela equação 2 e sua classificação é apresentada na Tabela 5.

$$I_{geo} = \log_2 \frac{M_{am}}{1,5(M_{ref})} \quad (2)$$

Onde: M_{am} = concentração do metal na amostra

M_{ref} = concentração do metal na referência ou background

1,5 = constante para correção de fatores litológicos e antropogênicos

Tabela 5 – Classificação do índice de geoacumulação.

I_{geo}	geoacumulação
$I_{geo} < 0$	não poluído
$0 \leq I_{geo} < 1$	não poluído a moderadamente poluído
$1 \leq I_{geo} < 2$	moderadamente poluído
$2 \leq I_{geo} < 3$	moderadamente poluído a fortemente poluído
$3 \leq I_{geo} < 4$	fortemente poluído
$4 \leq I_{geo} < 5$	fortemente poluído a extremamente poluído

Para o presente trabalho de diagnóstico ambiental, não foi utilizado este índice I_{geo} pois os valores de referência dos metais que se utilizaram não foram de áreas não antropizadas. Foram utilizados valores de áreas antropizadas que não tiveram a influência da passagem da lama de rejeito, próximas aos pontos de coleta de áreas afetadas pela lama de rejeito. Dessa forma, ao se utilizar a equação de I_{geo} teria-se uma subestimativa da geoacumulação, uma vez que o valor de referência antropizado seria ainda multiplicado pela constante 1,5.

O fator de contaminação (FC) avalia o grau de poluição do ambiente por um elemento químico e é definido como o quociente entre a concentração do metal na amostra e a sua concentração natural de referência ou background no ambiente que está sendo avaliado (HAKANSON, 1980; LOSKA, 1997; NASCIMENTO, 2018). O FC é calculado pela equação 3:

$$FC = \frac{M_{am}}{M_{ref}} \quad (2)$$

Onde: M_{am} = concentração do metal na amostra

M_{ref} = concentração do metal na referência ou background

Hakanson (1980) propôs quatro classes baseadas em valores do FC, conforme apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 – Classificação do fator de contaminação

FC	Contaminação
FC < 1	baixa
1 ≤ FC < 3	moderada
3 ≤ FC < 6	considerável
FC ≥ 6	elevada

Para o caso do diagnóstico ambiental do rompimento da barragem de Fundão sobre os sedimentos, foram utilizados valores como referência (controle) de áreas antropizadas que não tiveram a influência da passagem da lama de rejeito, próximas aos pontos de coleta de áreas afetadas pela lama de rejeito. Optou-se por utilizar esta metodologia no intuito de levar em conta nos cálculos os valores locais de teor dos elementos químicos, naturais e provenientes das ações antrópicas de mineração e indústrias que já existiam na região anteriormente ao desastre, para verificar se o aporte de rejeito depositado na bacia do rio Doce aumentou ou não a poluição e contaminação na região. Dessa forma, os fatores de contaminação calculados foram obtidos pela razão entre a concentração do elemento químico no ponto de coleta afetado (AF) pela lama e a concentração do elemento químico num ponto de coleta não afetado pela lama (controle PC), próximo ao ponto afetado. As concentrações dos EPTs tanto dos pontos controles como dos pontos afetados foram obtidas pela análise elementar de ICP-OES, cujos resultados em mg/kg são apresentados no item de qualidade de sedimentos do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais. Os FCs obtidos foram usados nos cálculos do grau de contaminação e do índice de carga de poluição.

A soma dos fatores de contaminação expressa o grau de contaminação (GC) do ambiente por todos os elementos examinados e é obtida pela equação 4 (LOSKA, 1997; HAKANSON, 1980).

$$GC = \sum_i FC_i \quad (4)$$

Onde: FC_i = fator de contaminação do metal i

A classificação deste índice está mostrada na Tabela 7.

Tabela 7 – Classificação do grau de contaminação do ambiente

GC	Grau de contaminação
GC < 8	baixo
8 ≤ GC < 16	moderado
16 ≤ GC < 32	considerável
GC ≥ 32	muito alto

Outro índice que vem sendo usado para avaliar a contaminação é o índice de carga de poluição (PLI) (TOMLINSON, 1980; PESANTES, 2019), que pode ser obtido pela equação 5.

$$PLI = \sqrt[n]{FC_1 \times FC_2 \dots \times FC_n} \quad (5)$$

Por este índice o ambiente (solo ou sedimento) pode ser classificado seguindo os critérios da Tabela 8.

Tabela 8 – Classificação do índice de carga de poluição

PLI	Índice de poluição
0	não poluído
1	poluído
PLI > 1	elevada poluição

Determinar o impacto de solo e sedimentos em um ecossistema exige mais do que avaliar se as diretrizes de qualidade (por exemplo, para sedimentos, concentrações prováveis de não-efeito – nível 1 do CONAMA 344/04) são excedidas, se uma substância química específica (ou massa de sedimentos) é atingida, ou se existe toxicidade para a matriz, mesmo que os limites não sejam atingidos. Isso ocorre porque as normas regulatórias lidam com sedimentos contaminados como se a contaminação química ocorresse por uma única rota de exposição (sedimentos em leito, por exemplo; ou solos expostos a uma determinada atividade) e que a concentração limite fosse o único fator a influenciar na toxicidade, sem levar em conta a contribuição de sólidos em suspensão, sedimentos ressuspensos, colóides, organismos que se alimentam de sedimentos, magnificação que ocorre pela cadeia trófica, eventos de pulso ou efeitos no contexto de estressores não químicos. Avaliações mais realistas da qualidade do ecossistema e dos sedimentos devem integrar vários métodos, cada um com seus pontos fortes e limitações (BURTON, 2010). Por esse motivo neste diagnóstico, buscou-se utilizar, além de parâmetros preconizados na legislação brasileira, também ferramentas que vêm sendo desenvolvidas, testadas e utilizadas pela comunidade científica mundial, visando justamente esta integração entre dados físico-químicos brutos, índices e fatores de contaminação e poluição, além de estudos ecotoxicológicos, de modo a considerar os efeitos sinérgicos de todos estes fatores sobre as comunidades que fazem uso daquela área.

6 O REJEITO DE FUNDÃO

Para compreender a composição do rejeito armazenado em Fundão é apresentada, inicialmente, uma contextualização sobre a geoquímica do Quadrilátero Ferrífero e o processo de beneficiamento do minério de ferro. Na sequência são apresentados os resultados de caracterização físico-química do rejeito barrado em Germano e Fundão e do depositado até a UHE Risoleta Neves. Posteriormente são detalhadas a área de passagem e deposição da lama, bem como o volume depositado e a pluma de rejeitos no mar.

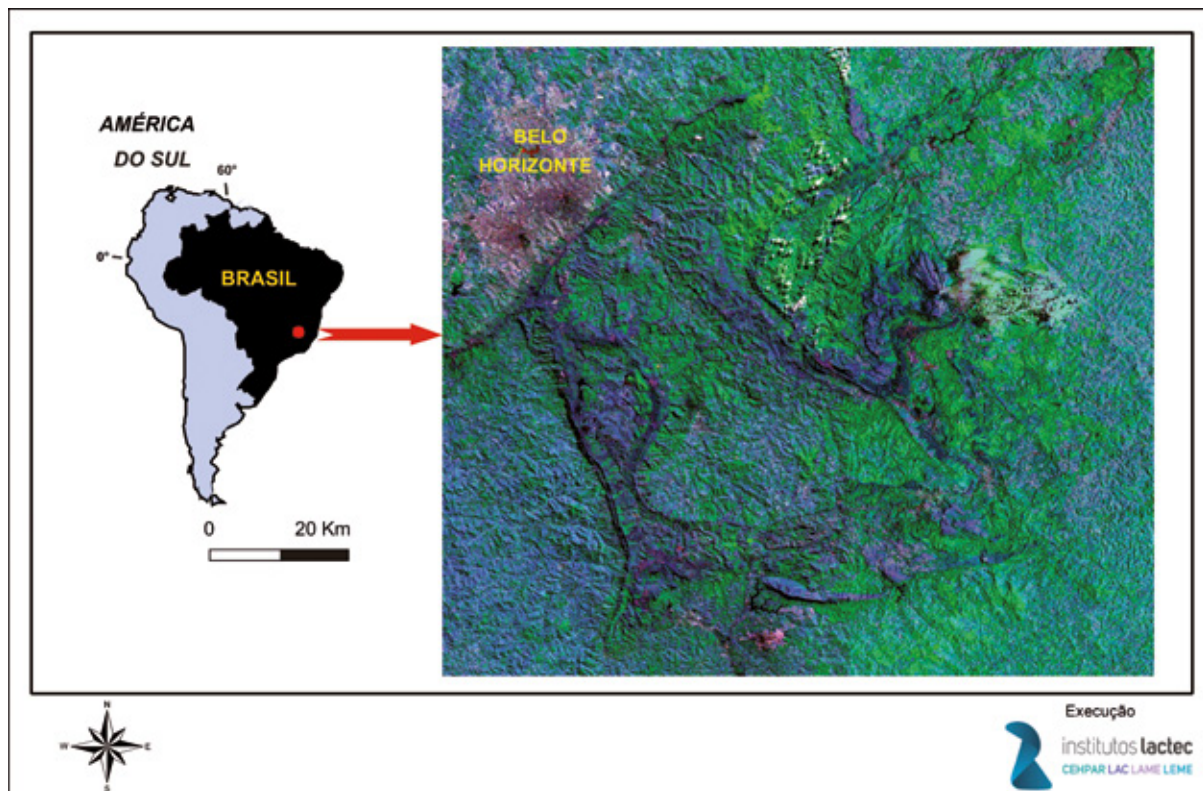
6.1 CONTEXTO GEOQUÍMICO DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO

O Quadrilátero Ferrífero (DORR, 1969) constitui-se em uma das maiores províncias metalogênicas do mundo. Seu histórico de exploração e exploração mineral data do século 19, tendo sido o ouro o metal mais cobiçado da região. Somente a partir de metade do século 20 iniciou-se a exploração do ferro, impulsionado pela criação da Companhia Vale do Rio Doce. Com a demanda crescente de mercados emergentes como China e Índia as exportações de minério de ferro cresceram exponencialmente. Para se caracterizar a extensão dos prejuízos causados pelo rompimento da barragem de Fundão é importante um conhecimento satisfatório da geologia do minério, de suas encaixantes, da análise de sedimentos para a determinação do *background* e também dos procedimentos utilizados no beneficiamento e concentração do minério de ferro, o que apresentado a seguir.

6.1.1 CONTEXTO GEOLÓGICO DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO

O Quadrilátero Ferrífero (Figura 44) localiza-se na borda sudeste do Cráton do São Francisco, o qual corresponde ao um núcleo cratônico estabilizado desde o Arqueano. O mesmo é bordejado por cinturões orogênicos cuja vergência tectônica se dá em direção ao núcleo cratônico. No contexto dessas faixas móveis insere-se a Faixa Araçuai (ALMEIDA, 1977) que bordeja a leste o Cráton do São Francisco da qual faz parte o Quadrilátero Ferrífero.

Figura 44 – Imagem orbital do Quadrilátero Ferrífero

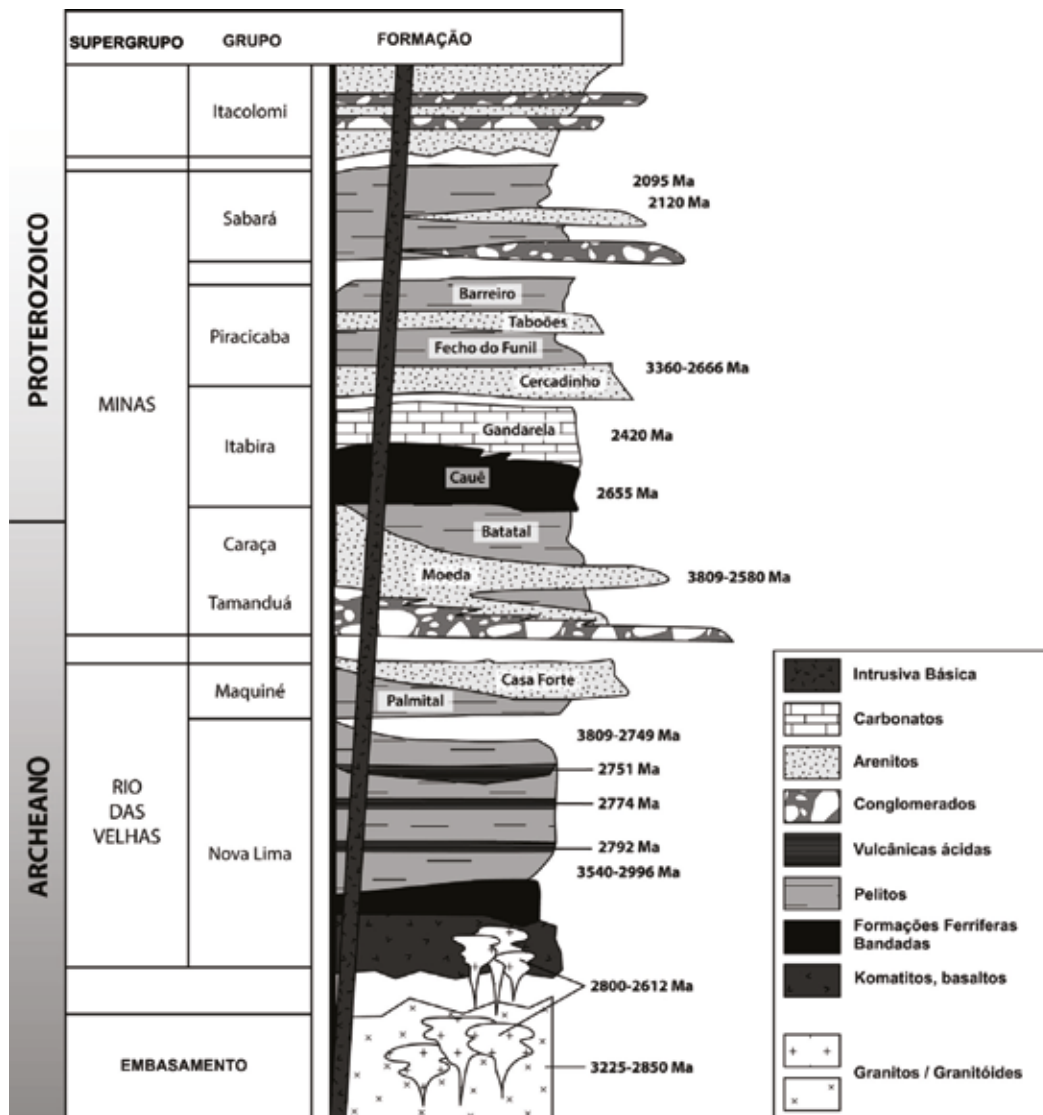


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

O Quadrilátero Ferrífero (QF) é considerado um terreno do tipo Greenstone (BALTAZAR e ZUCHETTI, 2007). O embasamento de suas rochas é constituído por granitos, gnaisses e migmatitos de Idade Arqueana (MARSHAK et al., 1997). Sobreposto a essas rochas encontram-se sequências vulcânicas e sedimentares de origem clástica e química. Extensivos derrames de lavas acamadadas fazem parte da base da sequência denominada Supergrupo Rio das Velhas. Além dos derrames ultramáficos e máficos sequências químicas de formações ferríferas arqueanas do tipo Algoma (GROSS, 1965) e clásticas grosseiras e finas (conglomerados, arenitos e filitos), compõe o restante da sequência. Extensas mineralizações auríferas são encontradas associadas a xistos e formações ferríferas do tipo Algoma caracterizadas por ouro paladiado de coloração mais escuro do que a usual. Grande parte da produção de ouro do Brasil colônia foi extraído da região cuja impressão digital (*fingerprint*) consiste na presença de ligas com paládio (CABRAL et al., 2009). As sequências vulcano-sedimentares foram deformadas e metamorfasadas transformando-se em xistos verdes, metapelitos e formações ferríferas cuja mineralogia original foi parcialmente a totalmente transformada. A deformação Supergrupo Rio das Velhas é anterior a 2.5 Ga. (MARSHAK et al., 1997).

Sobre essa sequência depositou-se em discordância angular as rochas dos Supergrupo Minas no intervalo entre 2.5 e 1.8 Ga. Essa é constituída basicamente por quartzitos, metapelitos, formações ferríferas metamorfasadas (itabiritos), metacarbonatos e sequências vulcano-sedimentares. A coluna estratigráfica completa é apresentada na Figura 45. Toda essa sequência encontra-se deformada em diferentes intensidades e com grau de metamórfico variável.

Figura 45 – Coluna estratigráfica das sequências supracrustais do Quadrilátero Ferrífero.



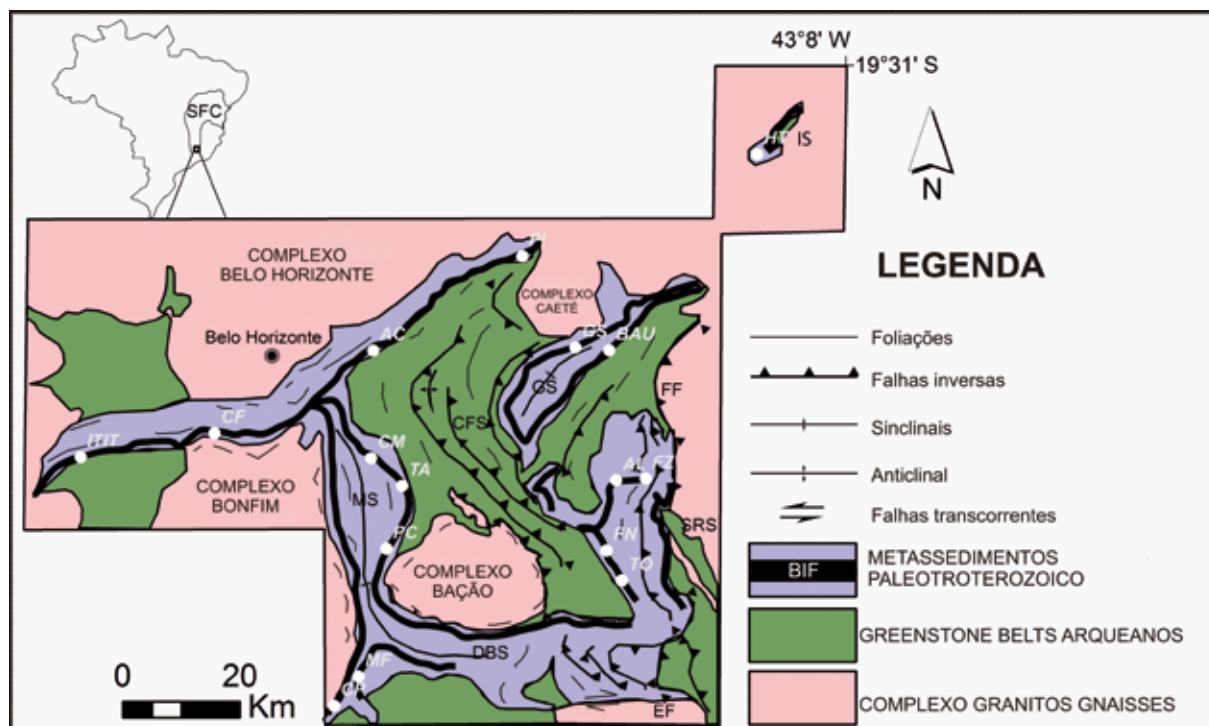
Fonte: Modificado de Dorr, (1969) e Alkmim e Marshak, (1998).

Para a deformação e metamorfismo das rochas do QF há uma polaridade (ROSIÈRE et al., 2001; FERREIRA et al., 2016) cuja intensidade é maior na borda leste e decresce em direção a oeste. A leste a foliação é mais pervasiva decorrentes de dobramentos e falhas de empurrão. Em direção a oeste a foliação se torna mais espaçada e o bandamento composicional das Formações Ferríferas Bandadas (FFBs) torna-se mais proeminente. Esse bandamento quando não transposto pelo intenso dobramento isoclinal, consiste em bandas ou laminações com espessura que vai de poucos milímetros até não mais que um cm de espessura. A tectônica posterior à deformação do Supergrupo Rio das Velhas que afeta toda a sequência é atribuída a Orogenia Brasileira a qual resulta na construção das faixas móveis que bordejam o Cráton do São Francisco (HEILBRON, CORDANI e ALKMIM et al., 2017).

A vergência em direção ao Cráton resulta na polaridade para deformação e metamorfismo observadas principalmente nas rochas dos Supergrupo Rio das Velhas. Associado a orogenia Brasileira há também granitogênese associada que traz para o sistema elementos importantes não relacionados a deposição das rochas dos Supergrupo Rio das Velhas e Minas (Figura 46). Portanto para se ter uma boa compreensão do que constitui as formações ferríferas explotadas do QF é importante ter em mente

a complexidade envolvida na sua formação. Esta estende-se desde atividades vulcânicas exalativas provenientes de magmatismo de afinidade mantélica, com sedimentos de origem continental e grani-togênese relacionadas a orogenia Brasileira.

Figura 46 – Mapa geológico simplificado do Quadrilátero Ferrífero



Fonte: Modificado de Dorr, (1969).

6.1.1.1 As formações ferríferas e minerações

As formações ferríferas pré-cambrianas variam em idade de 3,8 Ga a 0,7 Ga. O termo formação ferrífera é usado aqui de acordo com a definição original de James (1954), posteriormente modificada por Trendall (1983), definida com um sedimento químico finamente bandado ou laminado, cujas principais características químicas são os conteúdos anormalmente altos em ferro (>15%). As principais ocorrências de formações ferríferas no mundo (GOLE e KLEIN, 1981), em termos de sua extensão e depósitos de ferro associadas, são de três tipos: as formações ferríferas arqueanas; as formações paleoproterozoicas e as neoproterozoicas. As de mais amplas ocorrências no mundo são as paleoproterozoicas com depósitos importantes no Brasil, Austrália e África do Sul, sendo os dois primeiros os maiores depósitos de minerais de ferro de alto teor no mundo.

O Quadrilátero Ferrífero tem sua configuração geométrica sustentada pelas formações ferríferas. Elas pertencem ao Grupo Itabira (DORR, 1969) e são representadas pela Formação Cauê. Sua ocorrência se dá por todo o QF (Figura 46) na forma de sinformes e antifomes confinados em calhas entre complexos de rochas graníticas-gnáissica-migmatíticas, feições que Marshak et al., (1997) cunharam de domos e quilhas. Em geral os mergulhos dos estratos de formações ferríferas são de médio a alto conferindo ao relevo do QF uma morfologia singular. As espessuras desses estratos são variáveis o que depende tanto de sua posição estratigráfica quanto da tectônica envolvida. Na maior parte de ocorrências das rochas ferríferas, estas estão confinadas entre rochas quartzíticas da Formação

Moeda e carbonáticas da Formação Gandarela. Mas há locais também em que as mesmas podem estar em contato tectônico direto com as rochas do Supergrupo Rio das Velhas.

Do ponto de vista de compartimentação, as ocorrências de minério de ferro no QF podem ser classificadas como setores de acordo com o contexto geológico/estrutural de sua localização.

De Ouro Preto ao Sul até Itabira ao Norte, ao longo de toda a extensão do Anticlinal de Mariana e do Sinclinal do Gandarela, encontram-se as minas do Complexo Alegria, as quais incluem as minas de Alegria, Fabrica Nova, Germano, Timbopeba e Fazendão, e as minas do Complexo Gandarela, incluindo Gongo Soco e Baú. Ao Norte estão as minas do Complexo Itabira, formadas pelas Mina de Conceição, Minas do Meio e Cauê. Além dessas minas há também aquelas denominada de Andrade, ao Centro leste do QF. Portanto em quase toda a extensão das formações ferríferas há atividades de mineração.

6.1.1.2 Mineralogia das formações ferríferas do Quadrilátero Ferrífero

Desde a deposição das formações ferríferas os minerais e rochas componentes passaram por complexas transformações (LAGOEIRO, 1998; BARBOSA e LAGOEIRO, 2010). Na geração de minerais é essencial considerar os processos envolvidos na deposição, diagênese, metamorfismo e subsequente intemperismo de suas rochas. Portanto, o sistema químico de sua formação pode ter sido aberto ao longo da evolução de suas rochas. A transferência de elementos por soluções de outras rochas que fazem parte do contexto geológico local e regional pode introduzir ou retirar elementos da composição original de seus minerais.

6.1.1.2.1 *Minerais diagenéticos e de metamorfismo incipiente*

Os componentes principais primários das formações ferríferas bandadas do QF são, essencialmente, a magnetita, hematita e quartzo. Esses foram depositados em ambiente químico sedimentar com oscilações periódicas no suprimento de ferro e silício, o que resultou num bandamento / laminação rítmico de minerais de ferro e sílica. Após a deposição dos complexos de ferro e sílica, os mesmos, por processos diagenéticos, transformaram progressivamente em magnetita e hematita a depender das condições redox do ambiente de sedimentação. A sílica original das formações ferríferas é geralmente microcristalina como observados em jaspelitos preservados associados a minerais de ferro. Eventualmente alguma contribuição continental pode ter sido aportada ou mesmo contribuições vulcânicas, o que levou a formação de minerais diagenéticos de composição mais complexa. Nesses incluem minerais de manganês, elemento comumente associado ao ferro em exalações vulcânicas. Além da alternância de minerais de ferro com sílica, há também formação de carbonatos de ferro, manganês e magnésio. Muitas vezes eles ocorrem em fases de membros finais, como é o caso da siderita ($\text{Fe}^{2+}\text{CO}_3$), rodocrosita (MnCO_3), dolomita (CaMgCO_3) e soluções sólidas limitadas entre dolomita e anquerita [$\text{Ca}(\text{Fe}^{2+}, \text{Mg}, \text{Mn})\text{CO}_3$] (LAGOEIRO, 1998; BARBOSA e LAGOEIRO, 2010).

O manganês é uma ocorrência comum associada a depósitos de minerais de ferro, pode ocorrer como nódulos de origem vulcano-exalativas. Contribuições vulcano-sedimentares também podem adicionar material para formação de minerais de ferro, como por exemplo alguns silicatos como a estilpnomelana $(\text{K}, \text{Na}, \text{Ca})_{0,6}(\text{Mg}, \text{Fe}^{2+}, \text{Fe}^{3+})_6\text{Si}_8\text{Al}(\text{O}, \text{OH})_{27} \cdot 2\text{-}4\text{H}_2\text{O}$ entre outros silicatos de alumínio e magnésio (LAGOEIRO, 1998).

O alumínio depois do silício é um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre e faz parte de praticamente de todos os minerais de rochas crustais. Dessa forma é também um componente importante encontrado em alguns minerais associados aos depósitos de ferro. Além dos óxidos e hidróxidos de ferro também é comum a ocorrência de sulfetos de ferro (pirita, FeS_2 e Arsenopirita, FeAsS), muitas vezes em associação com a magnetita (LAGOEIRO, 1998).

6.1.1.2.2 Mineralogia de formações ferríferas metamorfisadas

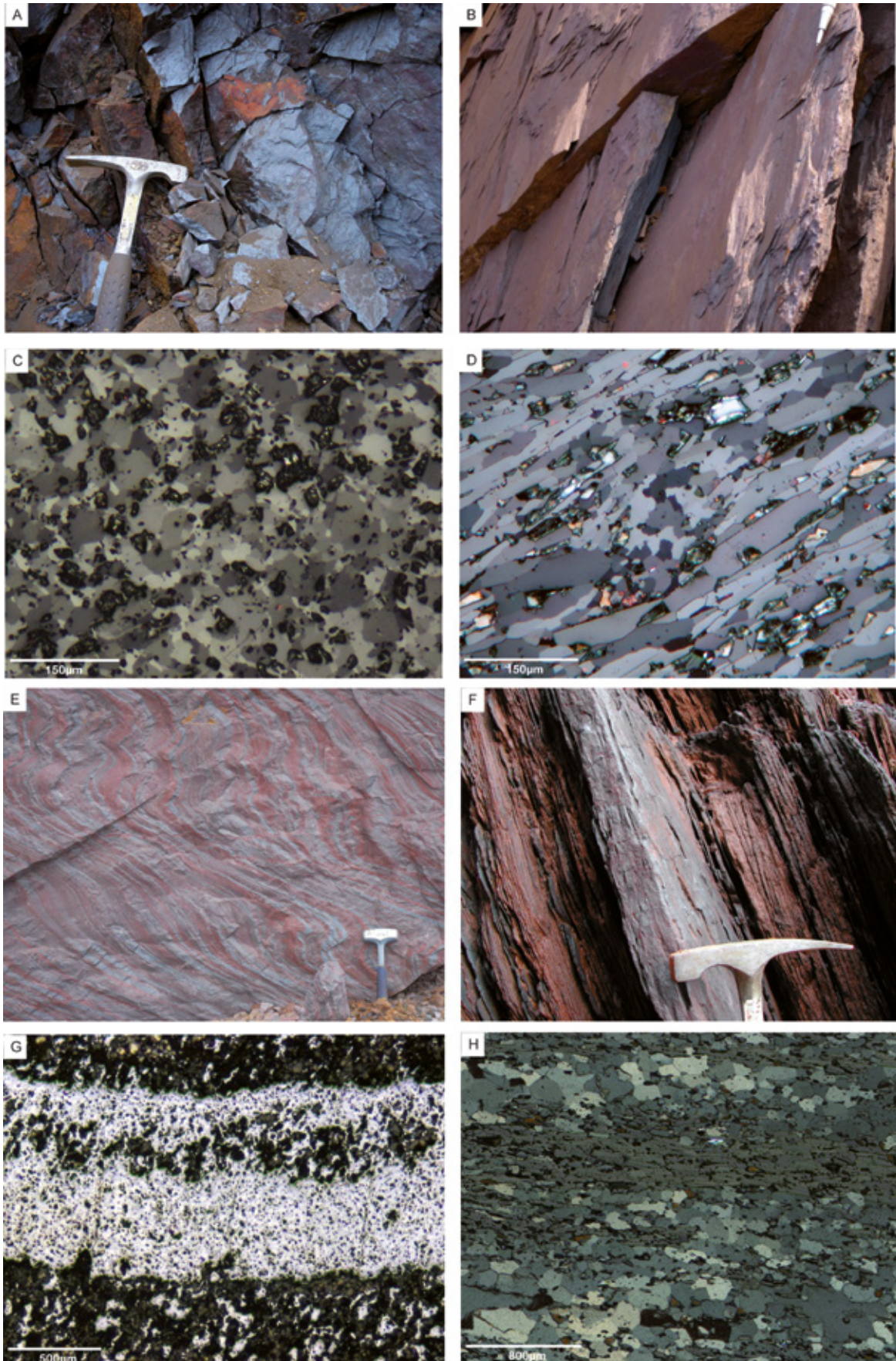
As transformações mineralógicas observadas nas formações ferríferas resultantes do metamorfismo dependem de vários fatores (LAGOEIRO et al., 2004). Dentre eles, a intensidade do metamorfismo e da deformação são determinantes na remobilização de elementos químicos que, a depender das soluções hidrotermais envolvidas, provocam modificações não apenas na composição química, como também na microestrutura (arranjo espacial dos minerais) das formações ferríferas. No QF há consenso sobre a polaridade da deformação e do metamorfismo, mais intenso e penetrativo no setor leste e mais brando e mais disperso a oeste (PIRES, 1995; ROSIERE et al., 2001; BARBOSA e LAGOEIRO, 2010; MENDES e LAGOEIRO, 2012).

No setor ou domínio oeste, observa-se transformações minerais por oxidação progressiva da magnetita (LAGOEIRO, 1998; BARBOSA e LAGOEIRO, 2010) resultando na formação de agregados oxidados que recebem o nome de martita (MORRIS, 1985) e o processo de oxidação comumente referido como martitização (DAVIS, 1968). Essa transformação é aumentada progressivamente para leste e domínios transicionais ocorrem na porção central do QF, onde a magnetita passa ser a fase mineral subordinada à hematita, a qual se torna gradativamente preponderante, até que a leste, praticamente a magnetita primária reliquiar desaparece e dá lugar a cristais tabulares de hematita (Figura 47).

A Figura 47 (a), é hematitito com brilho metálico característico e aspecto maciço; (b) Tipo foliado de hematitito; (c) Agregado de cristais granulares de hematita em seções polidas de hematitito; (d) Tipo foliado de hematitito em seções polidas; (e) Itabirito mostrando bandamento composicional característico; (f) Itabirito finamente laminado; (g) Microbandamento composicional sob luz refletida com polarizadores não cruzados; (h) Microbandamento sob polarizadores cruzados mostrando cristais alongados de hematita.

Essa é a transformação mais simples no sistema FeO . É importante ressaltar que outros minerais podem também ser formados, como a faialita ($\text{Fe}^{2+}_2\text{SiO}_4$), desde que haja temperatura e condições redutoras para sua formação. Entre as reações sílica (SiO_2) e da composição FeO outros minerais de composição mais complexas também podem ser formados. Para isso é necessário considerar a geração de fluidos hidrotermais associado ao metamorfismo e deformação das formações ferríferas.

Figura 47 – Tipos representativos das amostras analisadas



Fonte: Selmi, Lagoeiro e Endo, (2009)

Especialmente na borda leste há vários granitos espalhado ao longo da direção N-S. A grani-togênese, embora com idades variadas, certamente contribuíram muito para introduzir no sistema elementos que resultaram na formação de minerais. Estudos feitos por Cabral, Rocha Filho e Jones, (2003) relatam a formação de minerais como turmalina, granadas e anfibólios. Esses minerais têm um grande potencial de alojar elementos químicos em quantidade traço, em função de suas estruturas de grande volume de cela unitária. Esse tipo de mineralogia de composição mais variada e complexa é relatado especialmente nas formações ferríferas no domínio a leste.

Pires (1995), descreve o metamorfismo nessa região como de fácies anfíbolito devido ao apare-cimento de anfibólios nas rochas ferruginosas. A introdução de elementos alcalinos e alcalinos terrosos (K, Na, Ba, Sr, Rb) podem ser oriundos de fluidos hidrotermais alcalinos a partir de granitos presentes no domínio leste do QF (granito Borrachudo, Piatã, para citar alguns exemplos). Esses fluidos podem ter também originado as várias mineralizações em Au-Pd no QF, especialmente na borda leste. Cabral et al., (2009) descrevem tais mineralizações por meio de análises de microsonda e por ablação a laser em ICP-MS na forma pontual e linear, descrevendo vários minerais portadores de Pd, Pt, Cu, As, Sb, Se e Hg. O Se é um elemento característico das mineralizações de Au no QF, onde ocorre na forma de minerais de selenetos e portadores de Se-Hg-Pd-Pt em associação com halos de alteração em Pd-O em torno de minerais como a isomertieita ($Pd_{11}Sb_2As_2$).

O anfibólio normalmente descrito é a cumingtonita $[(Mg;Fe^{2+})_2(Mg;Fe^{2+})_5Si_8O_{22}(OH)_2$ e também a tremolita-actinolita $\{Ca_2\}\{Mg_{4.5-2.5}Fe_{0.5-2.5}\}(Si_8O_{22})(OH)_2 - \{Ca_2\}\{Mg_5\}(Si_8O_{22})(OH)_2$. Ambos resultam do metamorfismo dos minerais de ferro, sílica e impurezas de origem sedimentar ou vulcânica. Também formadas pela interação de fluidos hidrotermais ricos e comumente encontrado em formações ferrífe-ras metamorfisadas é estilplomelana $K(Fe^{2+}; Mg; Fe^{3+})_8(Si; Al)_{12}(O; OH)_{27}$ encaixadas em filitos e xistos. A estilplomelana muitas vezes ocorre associada a clorita, $(Mg, Fe^{2+})_5Al(Si_3Al)O_{10}(OH)_8$, a qual resulta do metamorfismo em fácies xisto verde de minerais máficos.

Embora no setor leste do QF há nas formações ferríferas evidências de percolação de fluidos alcalinos, não há descrição da existência de feldspatos nas suas rochas. No entanto análises químicas indicam presença de elementos como Ba, K, Ca e Na, comumente encontrados nos feldspatos. Esses minerais podem ter sido intensamente intemperizados restando apenas seus produtos de alteração como a caulina $[Al_2Si_2O_5(OH)_4]$. Há também ocorrência de filossilicatos em finas bandas (laminações) que muitas vezes alternam-se com as bandas ferruginosas e silicosas. Os filossilicatos são fontes impor-tantes de elementos traços, os quais se alojam facilmente em sua estrutura.

6.1.1.2.3 *Minerais resultantes de processos exógenos (intemperismo)*

O manto de alteração no QF tem espessura variável, podendo alcançar até 600 metros. Nos minerais de ferro a alteração mais comum é a oxidação e hidratação dos minerais originais como hematita e magnetita. O produto mais comum é a goethita ($FeO.OH$). Esta apresenta-se sob formas variáveis e muitas vezes alojam elementos importantes como o Al e P. No setor leste do QF, devido à proximidade a fontes graníticas, os produtos de alteração são mais complexos. Há formação de argi-lo-minerais das porções metapelíticas e também dos feldspatos, os quais encontram-se alterados a caulinita. Elementos como Ba e outros cátions de comportamento similar (alto potencial iônico) em

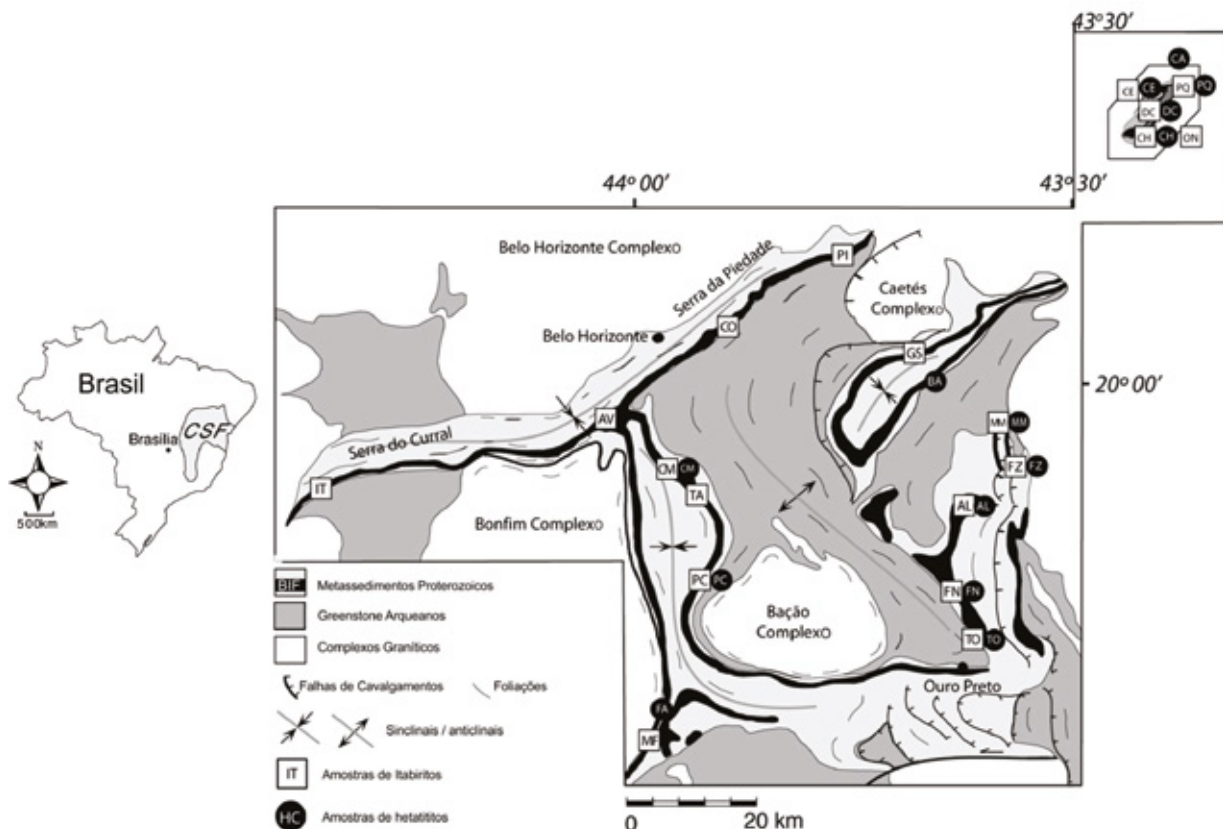
compostos mais solúveis e facilmente carregados em soluções de cloretos e carbonatos entram com facilidade nas estruturas dos filossilicatos (SELMI, LAGOEIRO e ENDO, 2009)..

Há também minerais complexos de Mn, como a romanequita $(Ba, H_2O)_2(Mn^{4+}, Mn^{3+})_5O_{10}$, psilomelana $K(Mn^{4+}, Mn^{2+})_8O_{16}$ e birnessita $(Na, Ca)_{0.5}(Mn^{4+}, Mn^{3+})_2O_4 \cdot 1.5H_2O$, minerais comuns em zonas oxidadas de minério de Mn (pirolusita, MnO_2), associados às formações ferríferas. Além dos minerais de Fe nas zonas de alteração há também formação de lateritas aluminosas. A gibsitita $[Al(OH)_3]$ é também um mineral comum nas formações ferríferas e está presente em solos lateríticos derivados e alteração de rochas portadoras de alumino-silicatos (SELMI, LAGOEIRO e ENDO, 2009).

6.1.1.2.4 Composição média de elementos maiores das Formações Ferríferas Bandadas do Quadrilátero Ferrífero

Segundo Selmi, Lagoeiro e Endo, (2009) as Formações Ferríferas Bandadas são derivadas de sedimentos químicos com características muito peculiares devido ao conteúdo elevado em Fe (variando de 20 a 40% em peso) e SiO_2 (entre 34 e 56% em peso) e também quantidades menores de CaO, MgO, MnO, Al_2O_3 , Na_2O , K_2O e P_2O_5 . Os dados apresentados referem-se a coletas de rochas realizadas em minas de minério de ferro situadas ao longo do Quadrilátero ferrífero, cujos pontos estão apresentados na Figura 48.

Figura 48 – Localização da amostragem dos hematítos e itabiritos analisados marcados em quadrados brancos e círculos pretos



Fonte: Selmi, Lagoeiro e Endo, (2009)

O conteúdo em CaO e MgO resulta da presença de carbonatos nas Formações Ferríferas Bandadas (FFBs) (siderita, anquerita e em menor proporção calcita). Proporções mesmo que pequenas de Al_2O_3 , Na_2O e K_2O são alojadas principalmente em silicatos (piroxênios, anfibólios e filossilicatos).

O conteúdo em CaO e MgO varia de um modo geral para as formações ferríferas entre 1,75 e 9.0 % em peso e de 1,2 a 6,7%, respectivamente. No entanto em porções enriquecidas em Fe, como em hematititos e itabiritos ricos, os valores de CaO e MgO podem ser muito baixos, 0,4 a 1,18 % e 0,01 a 0,8 %, respectivamente.

O mesmo se verifica para o MnO que em hematititos (Fe_2O_3 correspondente a 98 % da composição global) e em itabiritos ricos (68 % em média de Fe_2O_3) tem conteúdos, respectivamente, 0,4 e 0,07 % em peso (Figura 49 e Tabela 9). Em uma média geral o conteúdo global em MnO das FFBs não ultrapassa a 1,5% em peso.

O Al_2O_3 também aparece em pequenas quantidades, em média em torno de 0,3 %, tanto em hematititos quanto em itabiritos ricos. No entanto esses valores podem chegar a quase 2 % em peso, principalmente em mesobandas compostas essencialmente por filossilicato, estilpnomelana, biotita, clorita e celadonita - $K(Mg,Fe^{2+})(Fe^{3+},Al)[Si_4O_{10}](OH)_2$.

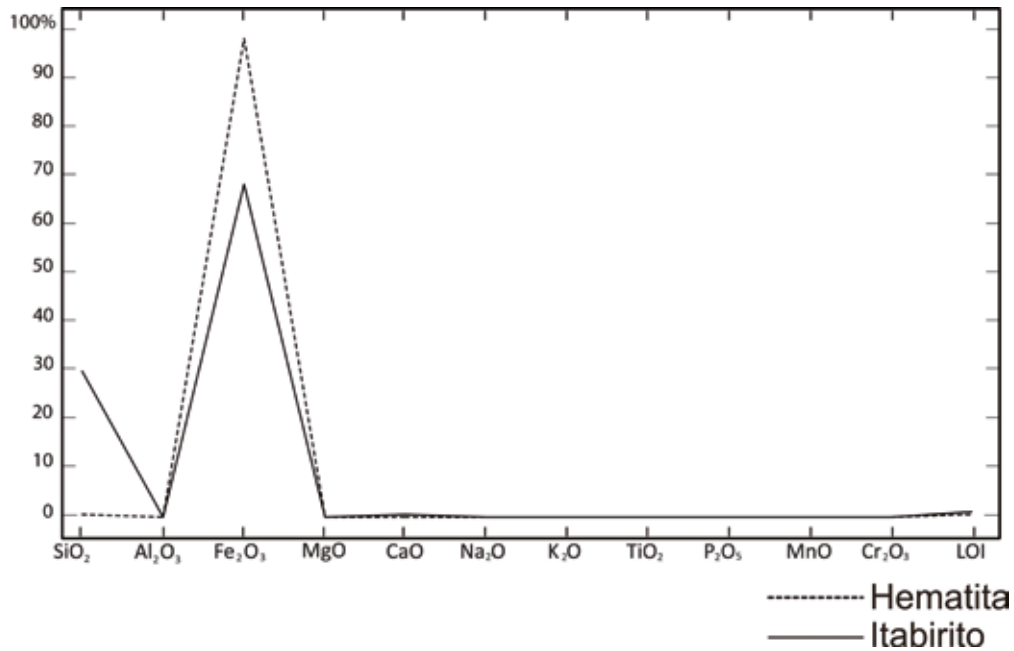
Tabela 9 – Conteúdo dos elementos maiores nos hematititos (HC) e nos itabiritos (IC)

%	HCFA	HCPG	HCCM	HCTO	HCFN	HCAL	HCMH	HCFZ	HCBA	HCCE	HCPQ	HCDC	HCCH	HCCA
SiO₂	0.7	0.7	1.3	0.5	0.3	0.6	0.2	0.2	0.6	0.8	0.2	0.7	0.2	0.1
Al₂O₃	0.2	0.6	0.2	0.5	0.4	0.2	0.2	0.3	0.1	0.5	0.1	0.7	0.2	0
Fe₂O₃	102.9	98.4	98.8	101.5	98.6	93.3	100.1	96.1	96.7	91.5	102	98.2	100.1	101.2
MgO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CaO	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0	0	0.2	0
Na₂O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K₂O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TiO₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P₂O₅	0.1	0	0.1	0.1	0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0.2	0.1
MnO	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0
Cr₂O₃	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LOI	0.1	0.2	0.1	0.4	0.6	0.5	2.6	0.8	0.8	0.3	0.1	0.3	0.4	0.1

%	ICIT	ICAV	ICCO	ICPI	ICCM	ICTA	ICPC	ICFA	ICTO	ICFN	ICAL	ICMM	ICFZ	ICGS	ICCE	ICPQ	ICDC	ICCH	ICON
SiO₂	63.6	47.5	48.2	50.3	40	28.8	54.7	22.6	49	8.6	1.1	0.2	9.3	46.3	49.8	0.1	11.3	36	0.1
Al₂O₃	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.3	0.1	0.6	0.1	0.1	1.1	0.2	0.7	0	0	0.1	0.2	0.1	0.1
Fe₂O₃	39.7	51.3	50	48.8	39.6	72.6	47.4	79.3	52.1	90.6	86.6	98	88.9	50.8	50.5	103	88.4	64.1	100.3
MgO	0	0.1	0	0	4.2	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
CaO	0	0.8	0	0	6.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Na₂O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
K₂O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TiO₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0	0
P₂O₅	0.1	0.7	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.1	0.2	0.1	0	0.1	0	0.1	0.1
MnO	0	0	0	0	0.3	0.1	0	0.1	0	0	0.3	0.1	0.1	0	0	0.1	0	0	0
Cr₂O₃	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LOI	0.1	0.6	0.4	0.4	10.1	0.1	0.1	0.1	1.1	2.8	0.6	2.1	1	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.4

Fonte: Selmi, Lagoeiro e Endo, (2009)

Figura 49 – Gráfico mostrando a distribuição média de óxidos (% em peso) nas formações ferríferas analisadas



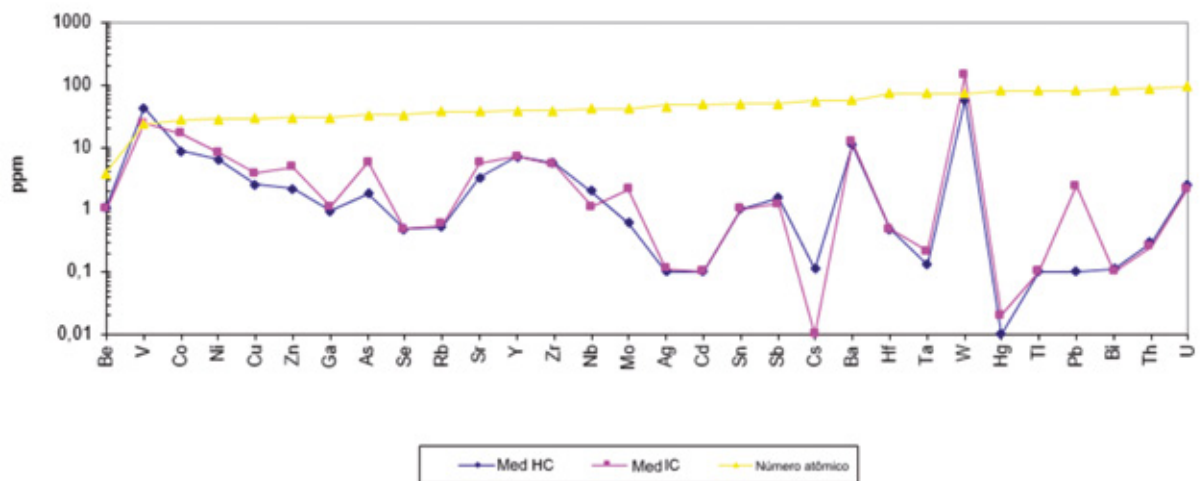
Fonte: Selmi, Lagoeiro e Endo, (2009)

As formações ferríferas podem conter interestratificação de rochas vulcânicas que hospedam depósitos de metais, nas quais contém quantidades consideráveis de detritos clásticos. A composição química e mineralogia podem conter quantidades expressivas de Al₂O₃ (em média 6-7 % com máximo de 20,8 %) e também elementos traços a níveis elevados de Co, Cr, Cu, Pb, Zn e S. De um modo geral, esses elementos ocorrem em quantidades extremamente baixas nas FFB e sua presença em quantidades maiores reflete atividades vulcânicas-exalativas como fonte desses metais. Dentre esses elementos também ocorrem outros metais como o Au, Pt, Pd, Ag e Hg.

6.1.1.2.5 Elementos traços (ET) nas formações ferríferas

Os elementos traços, V, Co, Ni, Cu, Zn, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Ba, Hf e Ta foram determinados (Tabela 10 e Figura 50), para formações do tipo hematítico e itabirítico no QF (SELMI, LAGOEIRO e ENDO, 2009). Ambas as litologias mostraram conteúdo em elementos traços em uma ampla faixa de concentrações similar ao que se observa para formações ferríferas pré-cambrianas de outras partes do mundo (JAMES, 1966; GOLE e KLEIN, 1981; ADEKOYA, 1998).

Figura 50 – Distribuição dos valores médios (ppm) de elementos traços nas formações ferríferas. A curva azul é para a amostra de hematítico e a rosa para itabiríticos. A curva amarela mostra a relação crescente dos números atômicos da direita para a esquerda



Fonte: Selmi, Lagoeiro e Endo (2009)

Tabela 10 – Distribuição dos elementos traços (variações e médias) nos hematíticos (HC) e nos itabiríticos (IC)

ppm	HCFA	HCPC	HCCM	HCTO	HCFN	HCAL	HCCM	HCZF	HCBA	HCCF	HCPQ	HCDC	HCCF	HCCA	MIN	MAX	MED					
V	37	18	57	37	17	42	10	96	69	48	43	74	22	25	10	96	42.5					
Co	4.7	14.3	3.8	6.3	14.2	11.3	6	5.6	6.6	20.3	6.6	5.2	11.3	6.6	3.8	20.3	8.8					
Ni	37.3	6.3	30.7	1.8	4	2.6	1.5	1.4	1.7	0.9	1	0.9	1.1	0.3	0.3	37.3	6.5					
Cu	6.2	0.9	7.8	2.3	0.6	2.9	0.5	0.1	2	0.3	4.6	1.9	3.4	1.8	0.1	7.8	2.5					
Zn	5	3	6	1	2	2	2	1	3	1	2	1	0.5		0.5	6	2.2					
Rb	0.3	0.7	0.6	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.7	0.4					
Sr	5.8	1.6	10.2	2.8	1	3.7	0.3	3.7	8.1	1.4	1.3	2.7	3.8	0.5	0.3	10.2	3.4					
Y	9.2	2.8	10.6	4.7	3.4	13.5	7.4	16.8	3.1	7.9	4.4	9.3	2.1	4.3	2.1	16.8	7.1					
Zr	2	4.1	4.4	2.7	9.5	1.7	4.4	4	3.4	11.4	2.3	18.8	6.2	4.7	1.7	18.8	5.7					
Nb	11.3	0.3	9.2	0.3	0.6	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.9	0.3	0.3	0.3	11.3	1.8					
Ba	2.9	2.2	28.3	2.8	7.8	5.8	8.2	4.2	32.3	35.2	12.1	7.7	4.2	0.3	0.3	35.2	11					
Hf	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3					
Ta	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1					
ΣTE	122.1	54.7	169	62.4	60.8	86.6	41.3	133.8	130.2	127.6	77.5	124.1	56.1	45	41.3	169	92.2					
ppm	ICIT	ICAV	ICCO	ICPI	ICCM	ICTA	ICPC	ICFA	ICTO	ICFN	ICAL	ICMM	ICZF	ICGS	ICCE	ICPQ	ICDC	ICCH	ICON	MIN	MAX	MED
V	16	9	18	9	10	47	12	55	2.5	2.5	67	8	56	7	21	37	37	41	18	2.5	67	24.9
Co	2.3	43.9	29.7	34.3	34.9	2.1	1.1	1.7	20.5	5.8	20.9	4.5	18.6	25.6	31.9	2.3	9.2	31.3	4.8	1.1	43.9	17.1
Ni	22.3	3.2	3.3	3.6	6.8	42.1	17.4	33.4	1.3	0.9	13.8	4.2	3	0.8	1.2	1	0.4	0.4	0.2	0.2	42.1	8.4
Cu	3.8	0.7	0.1	0.4	19.8	8	3.6	6.6	0.7	0.5	3.5	1.9	6	0.7	0.4	10.5	2.4	2	1.6	0.1	19.8	3.9
Zn	2	2	1	1	8	3	2	3	1	1	50	3	6	0.1	1	1	1	0.1	0.1	0.1	50	4.5
Rb	0.3	0.3	0.6	0.3	0.3	1.2	0.3	1.1	0.3	0.3	0.3	0.7	6	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	6	0.7
Sr	0.8	10.3	2.8	0.9	21.8	3.9	1.7	4.5	0.5	0.3	22.7	0.9	3.6	3.1	2.8	1.9	1	2.1	0.3	0.3	22.7	4.5
Y	2.6	7.9	4	2.5	8.4	5.8	1.2	4.2	3.3	8.6	45.8	6	7.5	14.1	1.8	1.1	2.7	3.9	1	1	45.8	7
Zr	1.7	1.4	2.2	0.9	13.5	1.5	1.2	8.1	1.4	3.6	25.1	3.7	15.3	0.7	1.4	3.9	12.7	2.5	3.3	0.7	25.1	5.5
Nb	2.5	0.3	0.3	0.3	0.7	4.7	2	3.8	0.3	0.3	1.8	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	4.7	1
Ba	2.3	3.5	19.2	0.3	3.6	17.1	5.6	66.1	5.7	1.9	11	7.3	10.2	13.3	1.3	12.3	28.5	21.7	0.9	0.3	66.1	12.2
Hf	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.6	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.6	0.3
Ta	0.1	0.5	0.5	0.4	0.3	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.3	0.5	0.1	0.2	0.4	0.1	0.1	0.1	0.5	0.2
ΣTE	41	74.3	64	45.2	118.4	89.8	36.5	132.9	35.6	23.6	195.3	32.9	77.4	59.6	43.2	35	59	65.3	13.2	13.2	195.3	65.4

Fonte: Selmi, Lagoeiro e Endo (2009)

Nas formações ferríferas do tipo hematíticas os elementos traços variam entre 41-169 mg/kg com média em torno de 92 mg/kg. Individualmente os elementos traços mostram concentrações em ampla faixa (Tabela 10). V é o mais abundante e varia entre 10 e 96 mg/kg com média de 42 mg/kg. Co (4-20 mg/kg) e Ni (0,3 - 37 mg/kg), mostram amplos limites, mas com relativa baixa concentração, média em torno de 7 e 9 ppm, respectivamente.

Em concentrações relativamente mais baixas, aparecem o Rb (0,3 – 0,7mg/kg), Sr (0,3-10,2 mg/kg), Y (2,1-16,8 mg/kg), Zr (1,7-18,8 mg/kg), Nb (0,3-11,3 mg/kg), Hf (0,3 mg/kg) e Ta (0,1-0,3 mg/kg). O elemento Ba é uma exceção pois suas concentrações têm amplos limites, 0,3-35,2 mg/kg, maior da faixa dos elementos Rb-Ta. No geral, elementos como Co, Ni, Cu e Zn concentram em maiores níveis até 62 mg/kg enquanto Rb, Sr, Zr, Ba, Hf somam cerca de 20,8 mg/kg, quase duas vezes menos do que o primeiro grupo. Esses dados indicam um enriquecimento dos elementos traços de fontes derivadas do manto (ROLLINSON, 1993) e um decréscimo nos elementos traços de afinidade a magmas de composição mais félsica.

De um modo similar aos tipos hematíticos de formações ferríferas, os itabiritos também mostram uma ampla faixa de concentrações de elementos traços (Tabela 10). A somatória dos elementos traços nos itabiritos atinge uma média de 65,4 mg/kg, em um intervalo de 13,2 a 195,3 mg/kg. Nessas rochas também o V é o elemento traço mais abundante com média de 24,9 mg/kg e concentrações entre os limites 2,5 e 67 mg/kg. O Co concentra-se entre 1,1 e 43,9 mg/kg, com média em torno de 17,1 mg/kg. O Ba também mostra um limite amplo de concentrações, 0,3 – 66,1 mg/kg, com valor médio de 12,2 mg/kg. Do mesmo modo como as FF hematíticas (Tabela 10) Hf e o Ta concentram-se em baixos níveis nos itabiritos com média de 0,2 e 0,3 mg/kg, respectivamente. O conteúdo médio de Rb (0,7 mg/kg) é similar ao obtido para o Hf e Ta. Os outros elementos traços, Cu (0,1-19,8 mg/kg), Zn (0,1-50 mg/kg), Sr (0,3-22,7 mg/kg), Y (1,0-45,8 mg/kg), Zr (0,7 – 25,1 mg/kg) e Nb (0,3 – 4,7 mg/kg) embora distribuídos em ampla faixa de concentrações, as médias são relativamente baixas. Observa-se também as mesmas características entre hematíticas e itabiritos, enriquecimento em elementos traços derivados do manto, como V e Co, e depressão de elementos de afinidade félsica, especialmente Rb e Hf.

É importante notar que há uma tendência de alguns elementos se distribuírem preferencialmente no QF. Dois exemplos são marcantes. O V por exemplo mostra algumas anomalias nos setores leste e nordeste do QF. Em termos de elementos de afinidade mais félsica, particularmente Y, Zr e Ba, nota-se um aumento nas concentrações nos setores leste. Isso pode decorrer do fato de muitos granitos associados ao desenvolvimento dos cinturões móveis em torno do Cráton São Francisco podem contribuir para a introdução desses elementos nas rochas das formações ferríferas, principalmente na região que vai de Ouro Preto (MG) a Itabira (MG), a Sudeste e a Nordeste do QF.

6.1.1.2.6 Elementos terras raras (ETRs)

A distribuição dos elementos terras raras (ETRs) nas formações ferríferas pré-cambrianas é frequentemente usada para obter informações quanto a origem do ferro e do silício, os elementos mais abundantes das formações ferríferas e componentes de seus principais minerais. No entanto normalmente a quantidade total dos ETRs não é elevada e também não varia muito entre formações ferríferas de idades similares.

O conteúdo total dos ETRs determinado nos hematitos das formações ferríferas do QF varia entre 3,9 e 58 mg/kg (Tabela 11), com média em torno de 16,6 mg/kg. Os ETRs leves (ETRL, La-Eu) em todas as amostras analisadas concentram-se entre 2,9 e 53,9 mg/kg (média de 13,3 mg/kg). Por outro lado, elementos terras raras pesados (ETRP, Gd - Lu) concentram-se em quantidades menores, entre 1 e 6,7 mg/kg, com média de 3 mg/kg. Portanto a quantidade de ETRL é quatro vezes mais alta do que a de ETRP, demonstrando um fracionamento entre esses grupos de elementos relativamente não muito alto.

Tabela 11 – Elementos traços, suas variações e medias nos hematitos e itabiritos das formações ferríferas do QF. A somatória dos elementos leves, pesados e total encontram-se na base da tabela

HEMATITITO															MIN	MAX	MEC					
ppm	HCFA	HCPC	HCCM	HCTO	HCFN	HCAL	HCMM	HCZF	HCBA	HCCE	HCPQ	HCDC	HCCH	HCCA								
La	2.40	2.00	2.70	14.30	2.80	3.10	3.10	2.00	1.00	1.60	5.80	4.20	0.70	0.90	0.70	14.30	3.33					
Ce	5.00	3.70	4.70	22.80	3.10	6.90	3.20	6.60	1.40	2.50	3.70	7.20	1.20	1.40	1.20	22.80	5.24					
Pr	0.73	0.36	0.50	2.83	0.55	1.04	0.55	0.61	0.17	0.42	1.00	0.91	0.16	0.18	0.16	2.83	0.72					
Nd	3.20	0.90	2.40	11.50	1.80	4.20	2.60	2.60	1.40	2.20	4.30	4.10	0.60	0.40	0.40	11.50	3.01					
Sm	1.00	0.30	0.60	2.00	0.30	1.30	0.40	1.20	0.20	0.70	0.90	1.10	0.20	0.20	0.20	2.00	0.74					
Eu	0.27	0.08	0.23	0.50	0.09	0.45	0.12	0.41	0.10	0.25	0.14	0.40	0.05	0.06	0.05	0.50	0.23					
Gd	1.23	0.22	1.02	1.65	0.26	1.51	0.40	1.36	0.32	0.89	0.71	1.17	0.25	0.38	0.22	1.65	0.81					
Tb	0.20	0.05	0.16	0.26	0.03	0.24	0.08	0.26	0.06	0.17	0.09	0.20	0.05	0.05	0.03	0.26	0.14					
Dy	1.07	0.37	1.14	1.05	0.29	1.42	0.67	1.55	0.35	1.06	0.56	1.12	0.27	0.40	0.27	1.55	0.81					
Ho	0.29	0.07	0.26	0.16	0.06	0.35	0.16	0.38	0.08	0.19	0.12	0.25	0.05	0.07	0.05	0.38	0.18					
Er	0.80	0.22	0.77	0.45	0.25	1.01	0.63	1.36	0.21	0.54	0.36	0.73	0.15	0.26	0.15	1.36	0.55					
Tm	0.12	0.05	0.15	0.09	0.05	0.17	0.11	0.22	0.05	0.08	0.09	0.11	0.05	0.05	0.05	0.22	0.10					
Yb	0.87	0.35	0.86	0.34	0.34	0.91	0.86	1.35	0.24	0.53	0.48	1.40	0.16	0.25	0.16	1.40	0.64					
Lu	0.12	0.08	0.13	0.08	0.05	0.15	0.14	0.25	0.02	0.06	0.07	0.16	0.04	0.03	0.02	0.25	0.10					
ΣLREE	12.60	7.34	11.13	53.93	8.64	16.99	9.97	13.42	4.27	7.67	15.84	17.91	2.91	3.14	2.91	53.93	13.27					
ΣHREE	4.70	1.41	4.49	4.08	1.33	5.76	3.05	6.73	1.33	3.52	2.48	5.14	1.02	1.49	1.02	6.73	3.32					
ΣREE	17.30	8.75	15.62	58.01	9.97	22.75	13.02	20.15	5.60	11.19	18.32	23.05	3.93	4.63	3.93	58.01	16.59					
ITABIRITO															MIN	MAX	MEC					
ppm	ICIT	ICAV	ICCO	ICPI	ICCM	ICTA	ICPC	ICMF	ICTO	ICFN	ICAL	ICMM	ICFZ	ICGS				ICCE	ICPQ	ICDC	ICCH	ICON
La	1.00	1.30	1.60	0.60	4.20	4.50	0.60	2.80	1.50	0.50	39.90	4.50	5.40	15.10	0.50	4.20	2.10	0.80	0.70	0.50	39.90	4.83
Ce	1.70	2.60	2.90	0.80	5.90	7.50	0.80	6.20	1.60	0.90	104.30	3.90	9.00	19.60	1.20	6.70	3.70	1.40	1.30	0.80	104.30	9.58
Pr	0.20	0.36	0.45	0.13	0.73	0.80	0.15	0.95	0.25	0.13	9.44	0.67	0.89	4.12	0.16	0.79	0.61	0.24	0.14	0.13	9.44	1.12
Nd	0.50	1.90	2.10	0.50	2.80	3.60	0.40	4.00	0.90	0.40	33.50	2.50	3.00	19.80	0.60	3.10	2.80	1.30	0.40	0.40	33.50	4.43
Sm	0.20	0.50	0.60	0.10	0.70	0.60	0.10	0.90	0.10	0.20	6.50	0.40	0.80	3.90	0.30	0.80	0.50	0.50	0.10	0.10	6.50	0.94
Eu	0.05	0.17	0.16	0.05	0.16	0.16	0.05	0.19	0.05	0.08	1.51	0.14	0.35	1.27	0.13	0.20	0.13	0.14	0.05	0.05	1.51	0.27
Gd	0.23	0.62	0.58	0.13	0.69	0.57	0.06	0.86	0.28	0.24	4.41	0.49	0.78	3.49	0.24	0.69	0.43	0.80	0.05	0.05	4.41	0.82
Tb	0.03	0.11	0.13	0.03	0.13	0.15	0.03	0.11	0.07	0.08	0.78	0.09	0.11	0.52	0.05	0.08	0.06	0.10	0.01	0.01	0.78	0.14
Dy	0.23	0.53	0.85	0.25	0.92	0.75	0.05	0.54	0.32	0.58	4.92	0.54	0.86	2.45	0.19	0.37	0.48	0.58	0.09	0.05	4.92	0.82
Ho	0.06	0.16	0.15	0.06	0.21	0.19	0.05	0.09	0.08	0.17	1.09	0.10	0.24	0.41	0.05	0.05	0.09	0.12	0.05	0.05	1.09	0.18
Er	0.21	0.47	0.32	0.17	0.71	0.49	0.08	0.31	0.23	0.55	3.23	0.44	0.89	1.02	0.20	0.12	0.24	0.24	0.05	0.05	3.23	0.52
Tm	0.05	0.08	0.06	0.05	0.10	0.07	0.05	0.06	0.07	0.11	0.58	0.06	0.19	0.16	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.58	0.10
Yb	0.24	0.53	0.29	0.16	0.63	0.37	0.15	0.31	0.29	0.59	3.36	0.44	1.24	0.93	0.05	0.17	0.42	0.29	0.05	0.05	3.36	0.55
Lu	0.04	0.07	0.05	0.04	0.11	0.08	0.03	0.12	0.04	0.10	0.48	0.11	0.24	0.15	0.02	0.04	0.07	0.04	0.08	0.02	0.48	0.10
ΣLREE	3.65	6.83	7.81	2.18	14.49	17.16	2.10	15.04	4.40	2.21	195.15	12.11	19.44	63.79	2.89	15.79	9.84	4.38	2.69	2.10	195.15	21.16
ΣHREE	1.09	2.57	2.43	0.89	3.50	2.67	0.50	2.40	1.38	2.42	18.85	2.27	4.55	9.13	0.85	1.57	1.84	2.22	0.43	0.43	18.85	3.24
ΣREE	4.74	9.40	10.24	3.07	17.99	19.83	2.60	17.44	5.78	4.63	214.00	14.38	23.99	72.92	3.74	17.36	11.68	6.60	3.12	2.60	214.00	24.40

Fonte: Selmi, Lagoeiro e Endo (2009)

Nos itabiritos das formações ferríferas do QF a quantidade total de ETR varia entre 2,6 e 214 mg/kg, com média em torno de 24,4 mg/kg. No que se refere ao ETRL observa-se também um enriquecimento dos ETRL em relação aos ETRP, embora mais significativo quando comparado aos hematitos. Em ambos os tipos de formações ferríferas (FFs), o Eu aparece como anomalias positivas.

Do ponto de vista de distribuição regional, há uma maior concentração dos elementos terras raras em níveis mais elevados nos hematitos e itabiritos dos domínios a leste do QF, onde localizam-se as Minas do Complexo de Alegria e Itabira. Amostras dos domínios a oeste, mostram leve decréscimo nos ETRs. As concentrações mais elevadas foram determinadas em amostras de FFs coletadas na porção sudeste do QF.

6.1.1.3 Condicionantes geoquímicas das formações ferríferas bandadas

Não há uma regra geral que estabeleça qual sedimento ou material a ser analisado (rejeito de minério, solos contaminados, e outros) que produza a mesma associação de elementos em materiais tão divergentes como rochas (sedimentares, ígneas e metamórficas), solos e sedimentos inconsolidados. Concentrações de Cd, Pb e U em minerais constituintes de rochas cristalinas não podem ser

inter-relacionados com metais de transição da primeira linha da Tabela periódica contendo elementos de risco potencial e elementos usados para normalização (Al, Fe, Ti) devido a cátions grandes (Cd, Pb²⁺, U⁴⁺ e UO₂²⁺) preferirem números de coordenação maiores (≥ 8) e portanto se alojam em diferentes minerais. Em granitos, a maior parte do Pb²⁺ se hospeda em ortoclásio [(K,Na)AlSi₃O₈], Cd²⁺ em plagioclásios e minerais pesados, U em minerais pesados (zircão, monazita, xenotima) e Fe²⁺ e a maioria dos elementos de risco (Co, Ni, Zn, Cu) em micas (JANOUSEK et al., 2014).

O padrão de distribuição elementar nas formações ferríferas pode ainda ser modificado por uma variedade de processos exógenos, incluindo desintegração das rochas por intemperismo físico e químico e transporte através de sistemas fluviais. É o caso por exemplo do lixiviamento preferencial de metais alcalinos e alcalinos terrosos leves, que são cátions grandes de carga relativamente baixa com alto potencial de ionização e de fácil remoção da rocha original deixando seus produtos depreciados nesses elementos solúveis. Mesmo elementos considerados geoquimicamente insolúveis, como o Fe e Mn, podem ser móveis nas suas formas reduzidas (íons divalentes). Em ambientes exogênicos, uma fração considerável dos elementos de riscos (metais pesados e outros metalóides) se associam a óxidos nanocristalinos de Fe e Mn e outros particulados finos de argilo-minerais formados por intemperismo químico junto com matéria orgânica reativa produzidas por plantas.

Banco de dados de particulados finos em suspensão transportado por rios (MARTIN e MEYBECK, 1979; VIERS, DUPRÈ e GAILLARDET, 2009) e frações mais finas de clásticos fluviais mostraram um enriquecimento em Fe (normalizado por Al) e em Mn (normalizado por Al e Fe) quando comparados a composição de rochas crustais superiores. Jung et al. (2014) descrevem as porções mais finas dos particulados em suspensão sob uma perspectiva geoquímica como principais portadores das frações móveis dos elementos de risco.

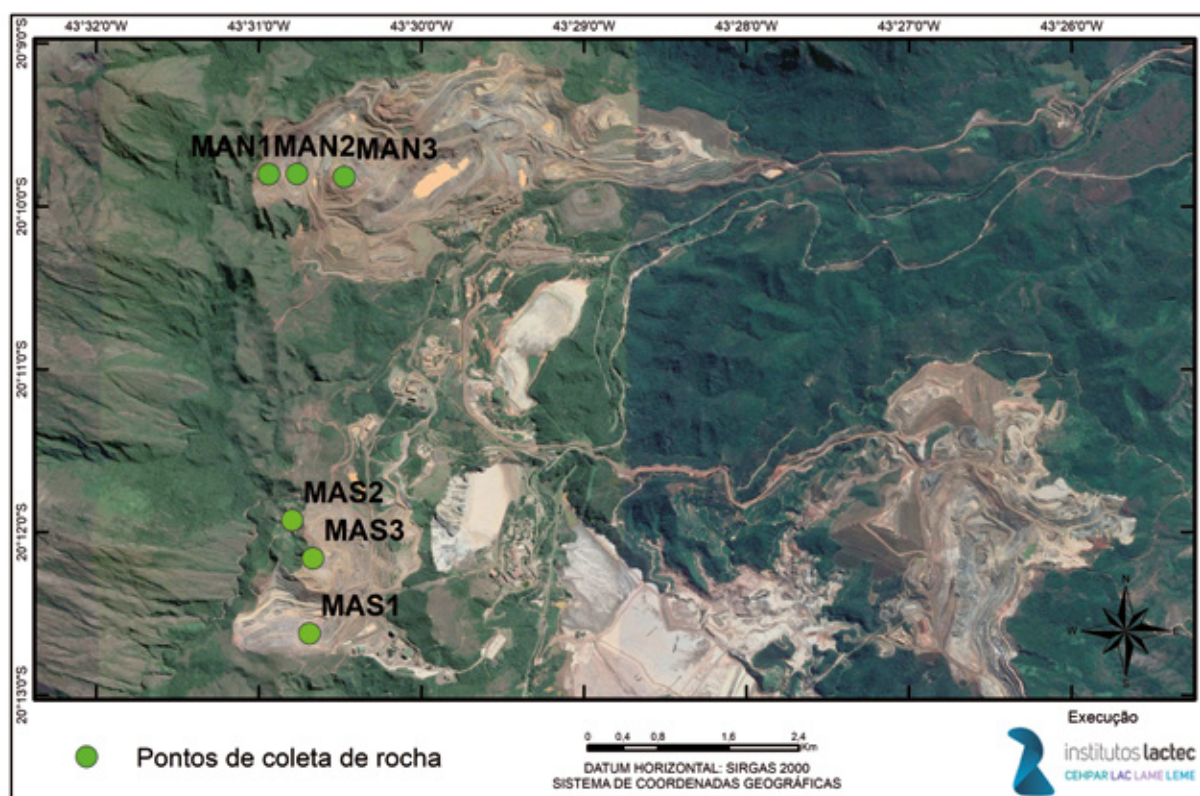
Análises que envolvem digestão parcial (pseudo-total) por HNO₃, HCl ou suas combinações (água-régia), um tipo de fracionamento químico, são comuns em estudos de poluição de solos e sedimentos no monitoramento ambiental. Análises de pseudo-total evita o inconveniente de usar o HF por fusão das amostras, mas por princípio, minerais primários podem ficar retidos nos resíduos e junto uma porção considerável de elementos de risco. Portanto na escolha do elemento normalizador e do material de referência é importante levar em consideração todos esses aspectos. Além do mais antes da escolha do elemento utilizado na normalização é necessário por meio de dados de uma matriz de correlação estabelecer uma relação entre o conteúdo de argilo-minerais, como possível *proxy* de elementos e demais elementos traços. Uma relação linear entre cada metal e o Al é determinada, na forma $y = ax + b$ onde y é o valor previsto do metal e x é a concentração de Al na amostra. O intervalo de variação do valor regional de referência (*background*) para cada elemento é determinado como $1 \pm 2\sigma$.

6.1.2 DADOS PRIMÁRIOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DO *BACKGROUND*

Adicionalmente, com o objetivo de caracterizar o *background* natural da área da mina e adjacências a partir de dados primários, de forma complementar, foram realizadas coletas específicas, de rochas e sedimentos de corrente. A metodologia da coleta e análise de sedimentos, está apresentada no Tomo II – Ambientes Aquático Continentais.

Considerando que as rochas mineradas pela Samarco para fins de exploração do minério de ferro, no Complexo Alegria, compreendem duas lavras, denominadas de Alegria Norte e Alegria Sul, as coletas realizadas foram programadas de forma a englobar os litotipos mais representativos dessas frentes de lavra. Com apoio de geólogos da própria Samarco, estabeleceu-se como critério de escolha as áreas dos blocos que estavam sendo explotados nos últimos seis meses que antecederam as paralizações das atividades, devido ao rompimento da barragem, com o intuito de analisar quimicamente as rochas, cuja composição fosse a mais próxima possível daquelas que estavam sendo beneficiadas e consequentemente dispostas na barragem de rejeito. A Figura 51 mostra o local das coletas de rocha realizadas no Complexo Alegria, sendo 3 coletas na mina Alegria Norte e 3 na Mina Alegria Sul.

Figura 51 – Localização dos pontos de coleta de rocha da Mina Alegria Norte (MAN) e Mina Alegria Sul (MAS)



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

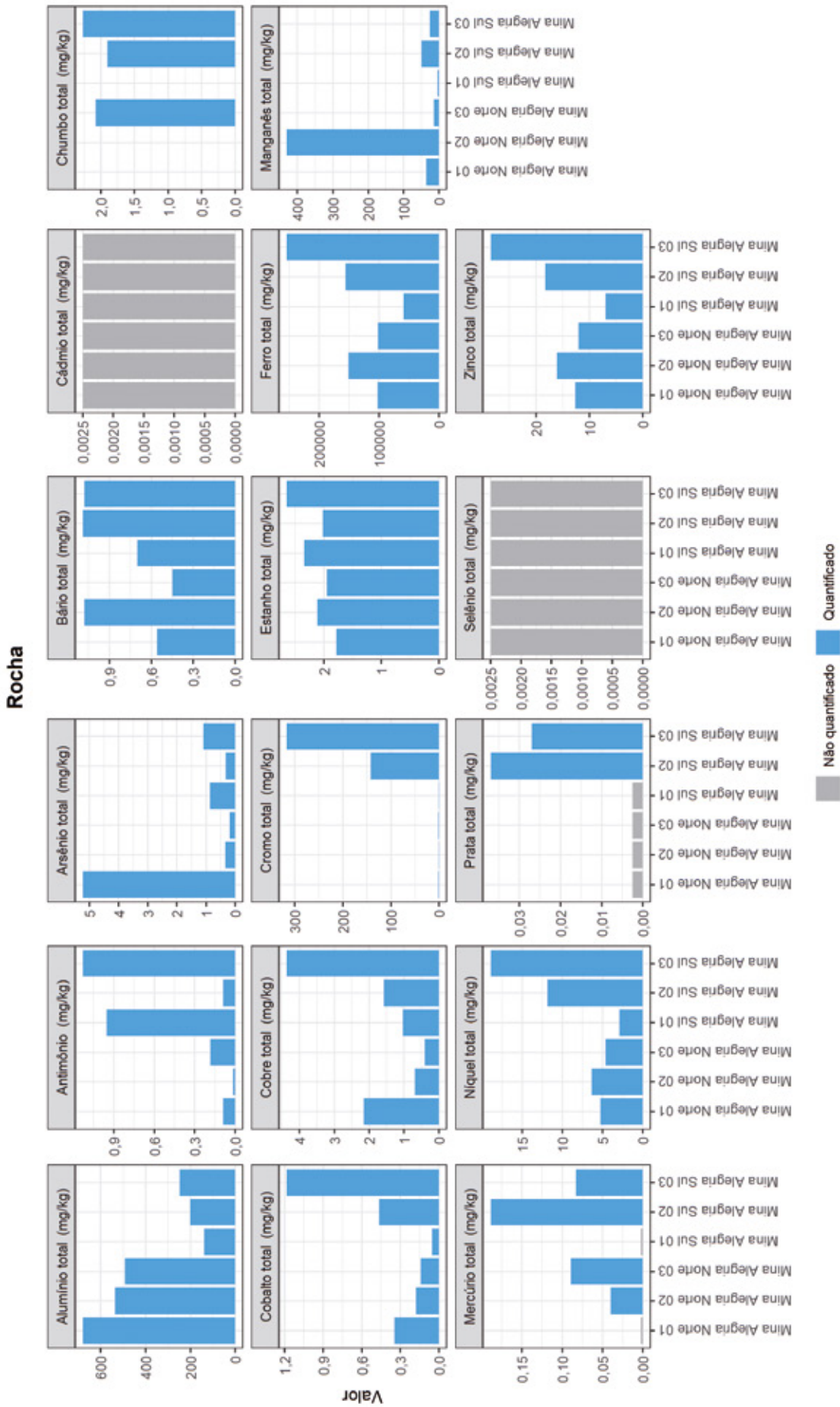
A partir das rochas coletadas, foram realizados ensaios ICP-MS, cujos resultados estão apresentados na Tabela 12. Para o elemento ferro, ocorrem teores de 58.831 a 254.170 mg/kg na Mina Alegria Sul (MAS) e de 102.500 a 151.740 mg/kg na Mina Alegria Norte (MAS). Nessas rochas estão presentes também alumínio com teores de 139 a 679 mg/kg, arsênio de 0,18 a 5,22 mg/kg, chumbo com teor máximo de 2,26 mg/kg, manganês com teores de 4,77 a 430,35 mg/kg encontrado na Mina Alegria Norte. Os maiores teores de cromo foram encontrados na Mina Alegria Sul, com valores de 0,98 a 317,03 mg/kg.

Tabela 12 – Caracterização química da rocha do Complexo Alegria por ICP-MS

	MAS 1	MAS 2	MAS 3	MAN 1	MAN 2	MAN 3
Coord N	-43,5114	-43,5132	-43,5111	-43,5156	-43,5127	-43,5078
Coord S	-20,2103	-20,1987	-20,2026	-20,1633	-20,1633	-20,1636
Alumínio total (mg/kg)	139,410	201,470	248,010	679,520	536,120	493,090
Antimônio (mg/kg)	0,954	0,088	1,130	0,089	0,016	0,185
Arsênio total (mg/kg)	0,872	0,331	1,101	5,228	0,350	0,189
Bário total (mg/kg)	0,700	1,090	1,080	0,560	1,080	0,450
Cádmio total (mg/kg)	<0,0025	<0,0025	<0,0025	<0,0025	<0,0025	<0,0025
Chumbo total (mg/kg)	<0,0025	1,908	2,269	<0,0025	<0,0025	2,077
Cobalto total (mg/kg)	0,057	0,466	1,184	0,347	0,179	0,141
Cobre total (mg/kg)	1,031	1,576	4,364	2,159	0,699	0,405
Cromo total (mg/kg)	0,984	142,690	317,030	1,730	0,960	1,570
Estanho total (mg/kg)	2,338	2,016	2,646	1,787	2,110	1,951
Ferro total (mg/kg)	58.832	156.030	254.170	102.500	151.740	102.010
Manganês total (mg/kg)	4,770	49,770	26,440	35,670	430,350	15,360
Mercurio total (mg/kg)	<0,0025	0,189	0,083	<0,0025	0,040	0,089
Níquel total (mg/kg)	2,920	11,870	18,940	5,270	6,370	4,640
Prata total (mg/kg)	<0,0025	0,037	0,027	<0,0025	<0,0025	<0,0025
Selênio total (mg/kg)	<0,0025	<0,0025	<0,0025	<0,0025	<0,0025	<0,0025
Zinco total (mg/kg)	6,970	18,250	28,510	12,670	16,060	12,060

Os histogramas apresentados na Figura 52, indicam as distribuições naturais dos principais elementos analisados nas rochas com Complexo Alegria.

Figura 52 – Histogramas dos teores obtidos pelo método de ICP-MS das rochas do Complexo Alegria



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

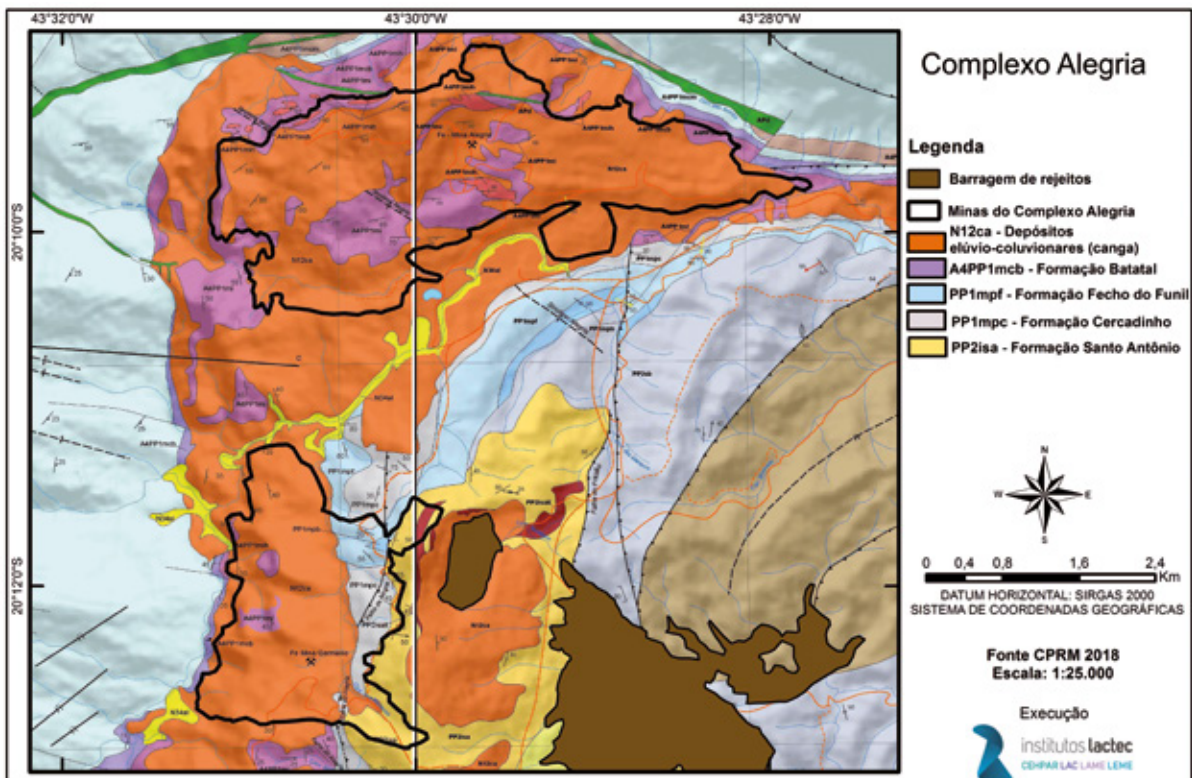
Além do ensaio ICP-MS foram realizadas análises da composição mineralógica por DRX, que indicaram que as rochas coletadas na Mina Alegria Sul são compostas por quartzo, hematita e goethita. Já na Mina Alegria Norte as rochas possuem além de quartzo, hematita e goethita, minerais de magnetita e birnessita (Tabela 13), cujos ensaios de ICP-MS mostram que os teores de manganês foram encontrados nessa região. As descrições de cada ponto de coleta e os respectivos difratogramas estão apresentados no Apêndice D e o certificado das análises por ICP-MS está no Anexo I.

Tabela 13 – Caracterização mineralógica das rochas do Complexo Alegria por DRX

Ponto	Classificação Mineralógica
MAS 1	Quartzo e hematita
MAS 2	Quartzo, goethita e hematita
MAS 3	Quartzo, goethita e hematita
MAN 1	Quartzo, goethita e hematita
MAN 2	Quartzo, hematita, magnetita e birnessita
MAN 3	Quartzo, goethita, hematita, magnetita e birnessita

A Figura 53, apresenta a geologia da área do Complexo Alegria e adjacências, em escala 1:25.000. Embora superficialmente estejam indicadas coberturas de canga, nas áreas mineradas, esta camada não existe mais, dando lugar as feições típicas desse grande empreendimento minerário, expondo assim as rochas da formação Cauê, que representam os itabiritos mineralizados, e as respectivas encaixantes, constituídas essencialmente por xistos e filitos.

Figura 53 – Mapa Geológico da região do Complexo Alegria – Samarco



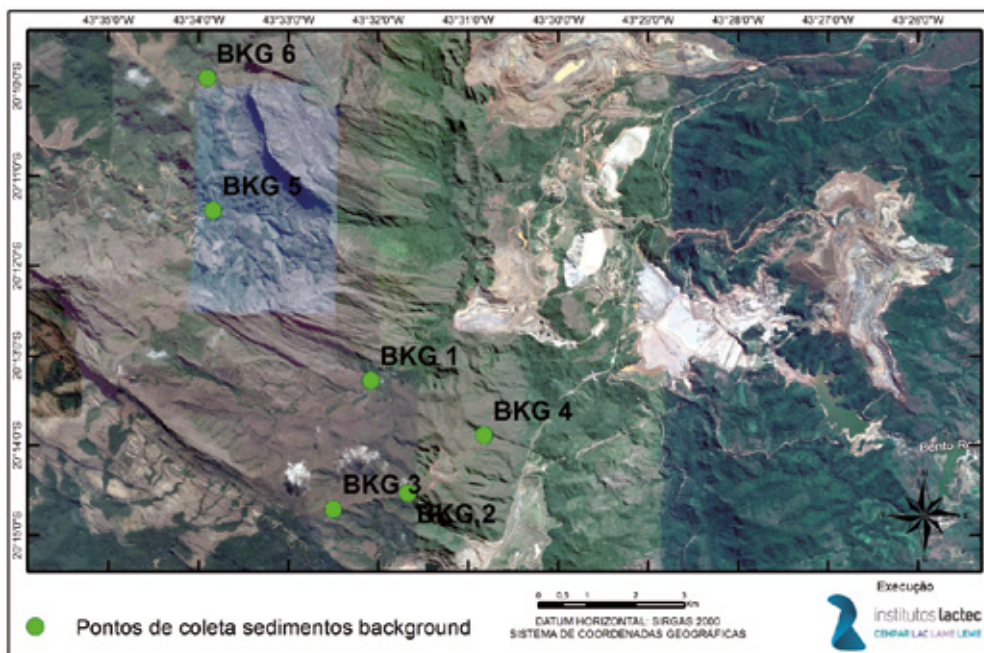
Fonte: Modificado de CPRM (2018).

Para escolha dos pontos de coleta de sedimentos, dado que o objetivo era a caracterização do *background* natural das áreas à montante ao Complexo Alegria, procurou-se escolher locais sem influências antrópicas, ou seja, distante de áreas de mineração ativas, garimpos, residências, entre outras. Desta forma, essas áreas escolhidas se caracterizam por serem as cabeceiras das principais drenagens, afluentes do rio Gualaxo do Norte, Piracicaba e rio Conceição, conforme mostra a localização desses pontos na Figura 54.

No que se refere aos sedimentos, conforme mencionado, o objetivo principal era de quantificar os elementos químicos naturalmente presentes, principalmente relacionados à presença elementos potencialmente tóxicos (EPTs). A presença desses elementos pode estar associada aos aspectos geológicos, decorrentes, sobretudo, dos processos de intemperismo e de lixiviação sobre os maciços geológicos existentes, especificamente sobre as formações ferríferas bandadas, os itabiritos.

Para essa análise, foram coletadas 6 amostras de sedimentos, cuja localização é apresentada na Figura 54. Os pontos de BKG1 a BKG4, estão na Serra da Gandarela com nascentes que deságuam no rio Piracicaba e os pontos BKG 5 e BKG 6 e estão nas proximidades do limite do Parque Nacional do Gandarela, porém as drenagens desses pontos deságuam no rio Conceição, conforme mencionado.

Figura 54 – Localização dos pontos de coleta de sedimentos *background*



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

As análises químicas realizadas por ICP-MS indicam que os sedimentos encontrados à montante da Mina do Complexo Alegria possuem teores mais elevados em ferro, de 26.940,00 a 53.440,00 mg/kg comparados aos sedimentos BKG 4 e 5 com teores de 3.391,00 e 21.150,00 mg/kg. Teores naturais de arsênio foram encontrados nos sedimentos dos pontos BKG1 e BKG5 com valores respectivos de 55,82 e 23,33 mg/kg.

O ponto BKG4, situado à jusante de uma mina desativada de manganês, possui teores de manganês de 2.009,00 mg/kg e nessa mesma região, ocorrem teores maiores de 154, 273 e 284 mg/kg que os pontos BKG5 e 6, com teores de 15 e 55,8 mg/kg. No ponto BKG5 foi encontrado teor de 13,90 mg/

kg para níquel e os demais ficaram abaixo do limite de detecção (<0,1 mg/kg). Nesse mesmo local a platina também apresentou valor de 377,00 mg/kg sendo que nos demais pontos os valores ficaram abaixo do limite de detecção (<0,5 mg/kg).

A determinação química desses sedimentos para entendimento do *background* natural, mostrou que a assinatura geoquímica é caracterizada por altos teores de alumínio, arsênio, bário, cobre, cromo, ferro, manganês, titânio e zinco, que estão apresentados na Tabela 14. As descrições de cada ponto de coleta, com documentação fotográfica e os respectivos certificados das análises químicas estão apresentadas no Anexo II.

Tabela 14 – Teores dos sedimentos *background* em mg/kg

	BKG1	BKG2	BKG3	BKG4	BKG5	BKG6
Coord X	-43,5347	-43,5279	-43,5417	-43,5137	-43,564	-43,565
Coord Y	-20,2213	-20,2422	-20,2452	-20,2315	-20,1898	-20,1652
Alumínio total	5248	2372	2779	3322	8927	3214
Antimônio	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Arsênio total	55,82	< 0,1	< 0,1	< 0,1	23,33	< 0,1
Bário total	16,44	8,01	11,16	21,61	21,83	12,41
Berílio total	< 0,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Bismuto total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Boro total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Cádmio total	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cálcio Total	461	682	531	708	468	637
Chumbo total	19,03	3,67	< 0,1	9,76	5,89	< 0,1
Cobalto total	2,41	< 0,1	< 0,1	< 0,1	3,42	< 0,1
Cobre total	18,74	8,24	15,61	18,45	19,63	6,92
Cromo total	15,4	2,9	6,54	5,72	46,5	14,3
Enxofre total	152	121	271	167	89,9	124
Estanho total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Estrôncio total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Ferro total	46.980	26.940	53.440	54.080	21.150	3.391
Fósforo total	215	231	361	285	193	50,75
Magnésio Total	153	176	106	94,1	221	135
Manganês total	273	154	284	2.009	55,8	15
Mercurio total	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Molibdênio total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Níquel total	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	13,99	< 0,1
Paládio total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Platina total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	377	< 0,5
Potássio total	934	78,7	110	199	1175	412
Prata total	< 0,1	< 0,1	< 0,1	13,52	< 0,1	< 0,1
Ródio total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Selênio total	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Silício total	174	32,6	20,6	29	449	21,5
Sódio total	870	1229	1156	1422	766	1031
Tálio total	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Telúrio total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Titânio total	126	34,8	90,1	87,4	35,2	7,85
Urânio total	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Vanádio total	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	24,9	7,16
Zinco total	11,9	5,97	31,7	23,8	65,2	5,4

6.1.3 PROCESSO DE BENEFICAMENTO DOS MINÉRIOS DAS FORMAÇÕES FERRÍFERAS

O minério explotado no Quadrilátero Ferrífero apresenta teores de ferro variáveis. Junto com o minério ocorre os minerais ganga, como a sílica e outros componentes menores deletérios, que devem ser removidos no processo de beneficiamento. A remoção desses componentes é feita para que o minério atinja uma composição específica definida pela indústria do aço. Quando o minério de Fe (pobres ou ricos) é lavrado, a sílica e outros componentes químicos como o Mn, Ti e o Mg devem ser reduzidos a teores desejados.

Para a remoção da sílica, o principal componente dos minérios de ferro, principalmente os itabiríticos, é empregado o processo de flotação (IWASAKI, 1983; MA, 2012). A flotação baseia-se na química de superfície (LEJA, 1982) dos minerais, sobretudo os que apresentaram cargas diferentes, a depender do tipo de superfície que é gerada durante a desagregação (moagem).

Dois tipos de flotação são empregados, a flotação direta e a inversa, o que depende da proporção entre a sílica e os óxidos de ferro presentes no minério. Na direta, o minério de ferro (óxidos e hidróxidos de Fe) é flotado (HOUOT, 1983). Na inversa é o quartzo o componente a ser flotado. A depender do método e dos teores finais a serem alcançados, diferentes tipos e quantidades de reagentes (ARAUJO, VIANA e PERES, 2005; NAKHEI e IRANNAJAD, 2018), são adicionados à célula de flotação.

O processo de flotação consiste na adição de um espumante e na injeção de ar em água que por agitação é produzida uma espuma (**espumante**). As superfícies dos grãos de quartzo e hematita funcionam com ânions ou cátions a depender do pH (**regulador**). Dependendo do pH esses minerais podem ser hidrofóbicos (aderem as bolhas de ar da espuma), ou hidrofílicos (permanecem em solução). Para aumentar a recuperação do minério, são adicionados outros reagentes que melhoram a adesão das partículas às bolhas (**coletores**), e outros, que fazem o contrário, mantêm as partículas hidrofílicas em solução (**depressores**) (NAKHEI e IRANNAJAD, 2018).

No que diz respeito a composição do minério é necessário fazer uma blendagem (mistura de teores) para adequação dos teores exigidos. Isso é feito em pilhas de homogeneização, normalmente nas plantas de pelotização. As minas fornecem os minérios com diferentes quantidades em Fe, SiO₂, TiO₂, MnO, MgO, entre outros elementos.

Os **coletores** constituem um grande grupo de compostos químicos orgânicos, que diferem na composição química e função. A principal finalidade do coletor é controlar a hidrofobicidade da superfície das partículas específicas e manter uma determinada seletividade para a flotação das mesmas. Tais reagentes são essencialmente aminas, sendo as aminas primárias os coletores ionizantes de flotação mais importantes.

Na flotação direta de minério de ferro os coletores aniônicos utilizados são o ácido láurico, hidroxamatos alquilsulfato de sódio, aquilbenzoilsulfonato de sódio, oelato de sódio e ácidos graxos saturados de cadeias carbônicas.

Na flotação reversa de quartzo os coletores aniônicos constituem oleato de sódio, alquil sulfato e aminas.

Entre os reagentes pode ser também adicionado ativadores, como o cloreto de cálcio e o sulfato de cobre (CuSO_4), que auxiliam na adesão do coletor na superfície das partículas.

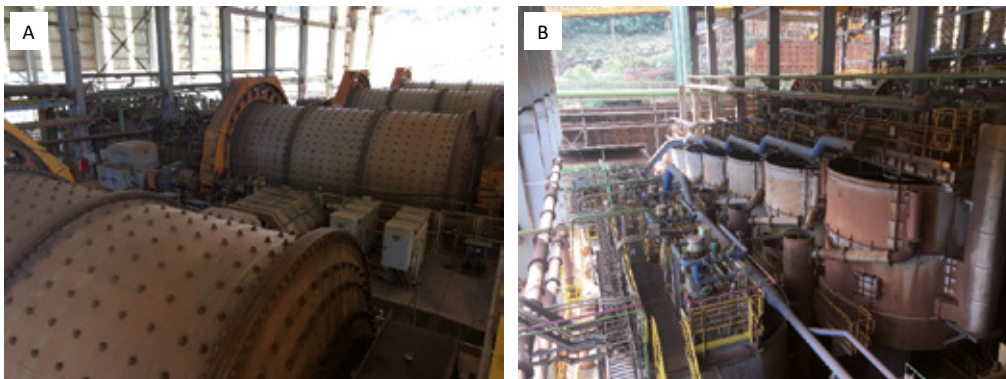
Os **depressores** inibem a adesão das partículas aos coletores. Os principais depressores são os polissacarídeos [amido de milho $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_6$], silicatos de sódio ($\text{Na}_2\text{O}-\text{SiO}_2$) e os *tall oils*, que consistem numa mistura de ácido oléico e linoléico e, principalmente, ácido abético. A dextrina, polifosfatos de cálcio e sais de alumínio são outros reagentes também utilizados com esse mesmo fim.

Os **espumantes** promovem a estabilidade e consistência das espumas formadas, impedindo a sedimentação do material retido no topo da célula de flotação. Os principais espumantes utilizados são a amina, o metil isobutilcarbinol (MIBC), éteres poliglicólicos, óleos de pinho e eucalipto e ácido cresílico, um espumante natural obtido a partir do alcatrão do carvão, o qual consiste em uma mistura de fenóis, xilenóis e cresóis. O ácido cresílico tem como característica baixa solubilidade (em torno de 1.7 g/L) e alta toxicidade.

Os **controladores** de pH, reguladores, utilizados são o hidróxido de sódio, ácido sulfúrico e o ácido clorídrico.

Em julho de 2017 a equipe do LACTEC participou de uma visita à área da Mina Alegria Sul, planta 4 de beneficiamento da Samarco e à área do mineroduto. De uma forma geral, a planta de beneficiamento consiste em britagem, moagem (Figura 55a), deslamagem, flotação convencional, remoagem, flotação em coluna (Figura 55b), bombeamento por mineroduto (Figura 56), filtragem da polpa, pelotamento e queima das pelotas.

Figura 55 – Moinhos de bolas para moagem primária e secundária (a) e maquinário para o processo de flotação (b). Planta 4 – Samarco



Crédito: Institutos Lactec, 2019.

Figura 56 – Mineroduto da Samarco, na unidade de Germano

Crédito: Institutos Lactec, 2019.

6.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO REJEITO

As características físico-químicas específicas do rejeito de mineração de ferro são dependentes do processo de beneficiamento adotado, tal qual descrito no Capítulo 6.1.3. Conforme abordado por Araújo (2006), estas podem variar em termos de proporções dos constituintes principais e da ocorrência de elementos traço e de substâncias orgânicas residuais. Ao longo do processo, pode ser adotada uma série de reagentes, conforme listado por Castro (2012 *apud* RABELO, 1994) e detalhado também no Capítulo 6.1.3.

Em termos legais, os resíduos de mineração, aqueles gerados nas atividades de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios, desde 2010, são tratados como resíduos sólidos, conforme apresentado na Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Com base na lei citada, devem ser avaliados em relação à sua periculosidade potencial, em razão das características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, entre outros aspectos relativos ao risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com a norma técnica específica ABNT NBR 10.004 (2004). Nesta norma, os rejeitos de mineração não são considerados como resíduos perigosos (Classe I) devido à origem, uma vez que estes não constam nos seus Anexos A e B (relativos a fontes não específicas e específicas, respectivamente). No entanto, as suas características devem ser avaliadas, com base nas recomendações da norma ABNT NBR 10.004:2004 para a constatação dos mesmos como Classe I, resíduo não perigoso não inerte (Classe IIA) ou inerte (Classe IIB), para as definições relativas ao manejo.

Especificamente, no que diz respeito ao rejeito de mineração da Samarco S.A., que vinha sendo disposto no Complexo de Germano, de acordo com o Estudo de Impacto Ambiental da Barragem de Fundão apresentado por Brandt Meio Ambiente (2005), o processo de concentração de minério de ferro desenvolvido envolvia a flotação do material, sendo utilizados, para tal, os reagentes: (i) amido gelatinizado com hidróxido de sódio (NaOH), como reagente depressor de minério de ferro; (ii) NaOH, para a regulação do pH, que deve ser mantido em 10; e, (iii) amina (R-NH₂), como coletor de sílica. Após a flotação ocorria, ainda, um processo de limpeza do minério, sendo, para tal, necessário o espessamento das lamaz, a partir do uso de: (i) óxido de cálcio (CaO), para a clarificação da água; e (ii)

poliacrilamida aniônica (poli- C_3H_5NO), utilizada como floculante. A partir desses processos, de forma residual, obtinha-se o rejeito de mineração, que comumente era subdividido em classes arenosa e argilosa, conforme a sua granulometria e, então, disposto nas barragens do Complexo de Germano. A geração anual de rejeitos arenosos e argilosos, anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão, era estimada pela Samarco em cerca de 17 milhões de toneladas e de 5 milhões de toneladas, respectivamente (Golder Associates, 2016a).

A análise físico-química do rejeito da barragem de Fundão realizada por Morgenstern et al. (2016), logo após o seu rompimento, mostrou a presença das fases hematita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), goethita ($\alpha\text{-Fe}^{3+}\text{O}(\text{OH})$) e quartzo (SiO_2), em teores majoritários de 42,9%, 30,9% e 19,2%, respectivamente. Além deste trabalho outros foram (e ainda estão) sendo realizados (Golder Associates, 2016a e 2016b; COPPETEC 2017; BASTOS, 2013; BATISTA et al. 2016; FLOREZ et al., 2015; MILONAS, 2006; MOTTA, 2008; PIRES et al. 2003, SEGURA et al. 2016; WOLF, 2009), visando a caracterização do rejeito de mineração, tanto para compreender as suas propriedades quanto para a proposição de usos alternativos. De um modo geral, o rejeito é caracterizado como sendo composto por dois tipos de material, cuja subdivisão está correlacionada à granulometria e à coloração (independente do grau de saturação), sendo um deles mais arenoso e acinzentado e o outro, uma espécie de lama avermelhada. A composição química foi caracterizada como à base de óxidos de silício e ferro, nas fases mineralógicas (cristalinas) de quartzo, hematita e goethita (com menores concentrações de magnetita), sendo, ainda, verificados compostos de alumínio, em menores concentrações, como caulinita, gibbsita e martita (Golder Associates, 2016a). A ocorrência de metais-traço foi avaliada, em especial nos trabalhos desenvolvidos pela Golder Associates (2016a e 2016b) e pela Fundação COPPETEC (2017) e os resultados indicaram a presença de arsênio, bário, cobalto, cobre, chumbo, níquel, prata, vanádio e zinco em pequenas concentrações, o que foi relacionado à característica argilomineral da goethita, que tende a complexar ou adsorver tais elementos e à ocorrência de silicatos, aos quais o zinco pode estar associado. Quanto à classificação de resíduos, em acordo com a ABNT NBR 10004 (2004), os resultados apresentados pela literatura divergem quanto a classificação dos rejeitos (Golder Associates, 2016a e 2016b; COPPETEC 2017; BASTOS, 2013; BATISTA et al. 2016; FLOREZ et al., 2015; MILONAS, 2006; MOTTA, 2008; PIRES et al. 2003, SEGURA et al. 2016; WOLF, 2009), com a predominância da Classe IIA (não perigoso, não inerte) devido, principalmente, à ocorrência de metais (ferro e, em alguns pontos, alumínio e fósforo) em concentrações acima dos limites para os testes de extrato solubilizado. Especificamente para os rejeitos de Fundão, poucos trabalhos de caracterização físico-química foram encontrados, sendo a maioria dos dados fornecidos pela Samarco, referentes a estudos efetuados anteriormente ao rompimento.

Assim, de modo a subsidiar os estudos ambientais e sociais desenvolvidos e para a melhor compreensão do contaminante ambiental, em questão, no presente capítulo está apresentada a Caracterização Físico-Química do Rejeito de Minério de Ferro. Tal estudo foi baseado em um referencial teórico, sendo desenvolvida uma etapa preliminar de amostragem em campo e de caracterização em julho de 2017. Na sequência, esta amostragem foi ampliada, sendo realizadas, em outubro de 2017, novas coletas e caracterizações, para a análise do rejeito contido na barragem de Germano e no trecho entre Fundão e Santarém. Na sequência, o acesso para a execução de atividades de campo foi autorizado no interior da barragem de Fundão. Assim, em junho de 2018, a caracterização do rejeito de mineração barrado foi complementada, com a ampliação da malha amostral para tal área e a análise das

amostras, em um laboratório acreditado para a classificação de resíduos sólidos. Diante dos resultados obtidos, que indicaram a ocorrência de substâncias orgânicas que podem conferir periculosidade ao material (ABNT NBR 10.004, 2004), foi realizada uma complementação dos dados, com a coleta e a caracterização de amostras do rejeito depositado nas margens do rio Doce.

Este capítulo apresenta as metodologias adotadas e os resultados obtidos para a caracterização físico-química do rejeito de mineração de ferro contido no Complexo de Germano (barragens de Germano, Fundão e trecho de material depositado entre a barragem de Germano e Santarém) e depositado no trecho entre o barramento de Santarém e a UHE Risoleta Neves.

6.2.1 MATERIAIS E MÉTODOS

Grande parte da metodologia e resultados apresentados nesse capítulo já constam no Relatório de Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano (BRASIL (MPF)/Lactec, 2018f). Entretanto é aqui reapresentado com novos dados levantados após a entrega do referido relatório (Campanha 5). Portanto os certificados de análise apresentados nesse Tomo referem-se apenas à Campanha 5, sendo que os demais certificados constam em anexo ao relatório já entregue (BRASIL (MPF)/Lactec, 2018f).

6.2.1.1 Caracterização da área

O complexo de Germano tem, em seus reservatórios, basicamente, dois tipos de rejeitos de mineração, nomeados como rejeito argiloso e rejeito arenoso (GOLDER ASSOCIATES, 2016a). Neste sentido, a área de abrangência e a avaliação dos resultados foram subdivididas por região de ocorrência de cada um desses materiais e/ou barragem, sendo avaliadas por imagens de satélite os locais de depósito do material após a ruptura de Fundão. Na Figura 57, está apresentado um mapa com a divisão de cada uma das áreas em que ocorreram as amostragens para a caracterização físico-química do rejeito barrado, as quais foram detalhadas no item 6.2.1.2, sendo elas:

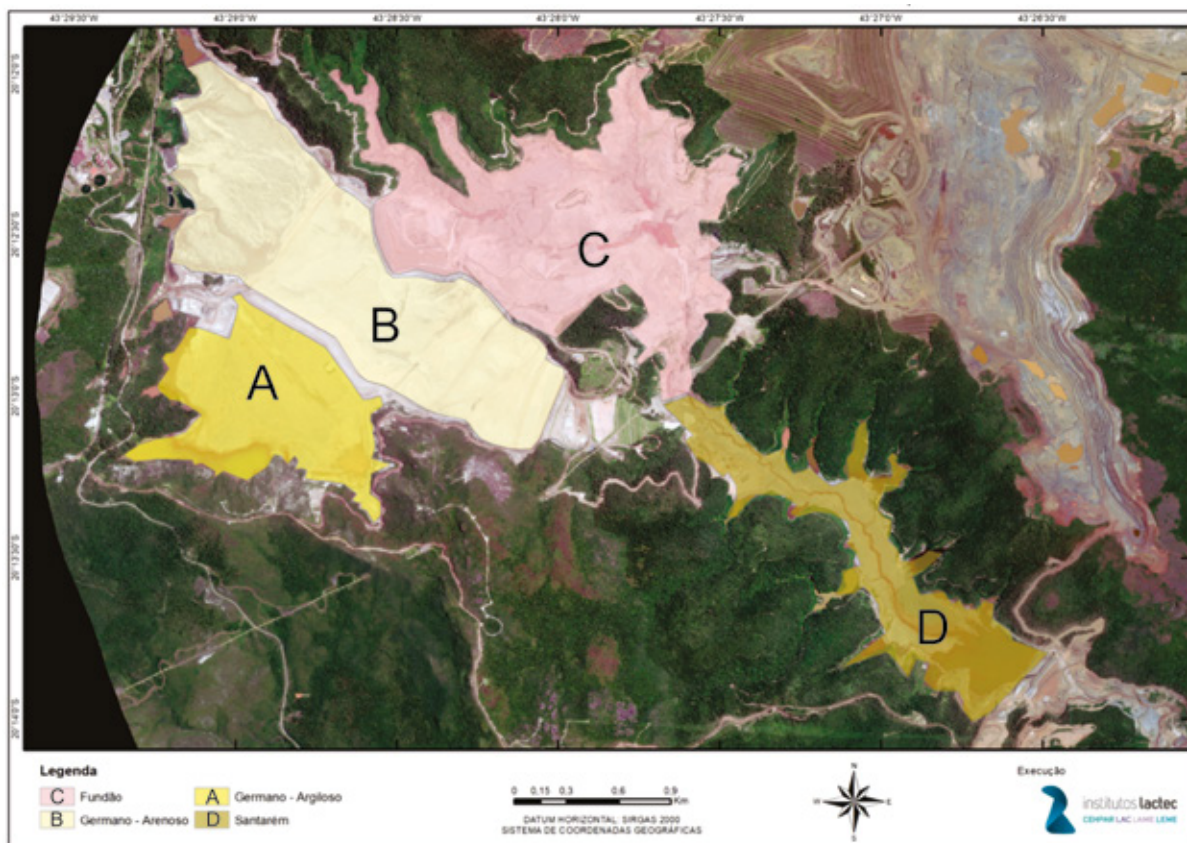
- a) barragem de Germano – rejeito argiloso: área aproximada de 1.000.000 m² (representada em amarelo claro);
- b) barragem de Germano – rejeito arenoso: área aproximada de 1.900.000 m²;
- c) barragem de Fundão: área aproximada de 1.800.000 m²; e o
- d) trecho de aproximadamente 2,5 km, no centro da calha do córrego Santarém

De forma complementar ao rejeito barrado, para a caracterização físico-química do material foi ainda considerada a sua condição de exposição ao ambiente, após o rompimento da barragem de Fundão. Uma vez que a área de maior acúmulo de rejeito compreendeu o Compartimento 1 (conforme apresentado no Capítulo 6.4), o trecho entre Santarém e a UHE Risoleta Neves foi considerado neste estudo, para fins de caracterização do rejeito intitulado depositado.

Ressalta-se que a amostragem do rejeito depositado, no âmbito deste relatório, objetivou caracterizar o material de forma a permitir a sua comparação com o rejeito remanescente nas barragens, avaliando ambos sob o ponto de vista da classificação como resíduo sólido, de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004). De maneira complementar, o rejeito depositado entre Fundão e a UHE Risoleta

Neves foi avaliado sob a perspectiva ambiental, agrônômica e geotécnica com maior detalhamento, bem como a partir de uma amostragem mais ampla, no capítulo de Solos (TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera).

Figura 57 – Imagem obtida do Google Earth e adaptada pelo autor para ilustrar as seções e as áreas em que foram planejadas as amostragens de rejeito para a caracterização físico-química.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

6.2.1.2 Definição do plano de amostragem

A coleta de amostras foi realizada em cinco etapas:

- I. uma campanha inicial. Nesta, foram obtidas amostras simples, em subsuperfície, das barragens de Germano e de Fundão e da extensão compreendida entre as barragens de Fundão e de Santarém. Com isto, foi considerado o desenvolvimento de uma caracterização prévia, de modo a avaliar a conformidade dos resultados em relação ao descrito na literatura;
- II. a complementação da campanha inicial, com a definição de uma malha amostral, em subsuperfície, com representatividade estatística, para a caracterização completa dos rejeitos contidos na barragem de Germano e na extensão compreendida entre as barragens de Fundão e de Santarém;

- III. a complementação da segunda campanha, com a definição de uma nova malha amostral, também em subsuperfície e com representatividade estatística, para as coletas na barragem de Fundão e repetição de 10% dos pontos da segunda campanha. Os locais foram aleatoriamente escolhidos, nas barragens de Germano e na extensão compreendida entre as barragens de Fundão e Santarém, para a execução de coleta e de caracterização em laboratório acreditado (Controle Analítico) para a classificação de resíduos sólidos;
- IV. a avaliação do rejeito após exposição ambiental, no trecho compreendido entre Santarém e a UHE Risoleta Neves, em sua condição superficial; e
- V. a avaliação do rejeito depositado, após exposição ambiental, em profundidade não superior à 5 m, em dois pontos de maior acúmulo, selecionado no trecho entre Santarém e a UHE Risoleta Neves.

Para a campanha preliminar, foram coletadas, por amostragem simples em pontos aleatoriamente definidos, representando cada um dos materiais de estudo verificados na visita de campo. Para as Campanhas 2 e 3, a metodologia adotada para a definição das malhas amostrais foi baseada nos trabalhos de Filizola et al. (2006), Nanni et al. (2011), Cherubin (2015) e Oliveira et al. (2015), que recomendaram a utilização de malhas quadrangulares, com espaçamento de 100 m a 500 m, para a manutenção da representatividade estatística dos dados, com um grau de confiabilidade superior a 80%. Assim, foi definida uma malha amostral de (300 x 300) m para as barragens de Germano e Fundão; e, seções, distribuídas a cada 500 m para o trecho entre as barragens de Fundão e de Santarém, contendo em cada uma das seções 3 pontos de amostragens. Devido às obras de movimentação de solo e do rejeito e de elevação da cota de nível d'água da barragem de Santarém, ocorrentes no período da amostragem, alguns pontos de coleta no reservatório de Fundão e no trecho entre as barragens de Fundão e de Santarém, necessitaram ser deslocados no momento da atividade de campo. Deste modo, em locais onde a inspeção visual, no momento da amostragem, indicava uma descaracterização do rejeito barrado ou depositado (avaliada por observação visual), houve o cancelamento da amostragem no ponto. Na Figura 58, estão apresentados os locais onde ocorreram as amostragens preliminares definidas para a etapa (i). Na Figura 59, estão apresentados os pontos de amostragem no reservatório de Germano e de Fundão realizados nas etapas (ii) e (iii) e na Figura 60, estão apresentados os pontos de amostragem no trecho entre a barragem de Fundão e de Santarém, realizados nas etapas (ii) e (iii).

Figura 58 – Pontos de coleta de material para a caracterização físico-química preliminar do rejeito nos reservatórios de Germano (01, 02 e 03), Fundão (04) e no trecho entre barragem de Fundão e de Santarém (5)

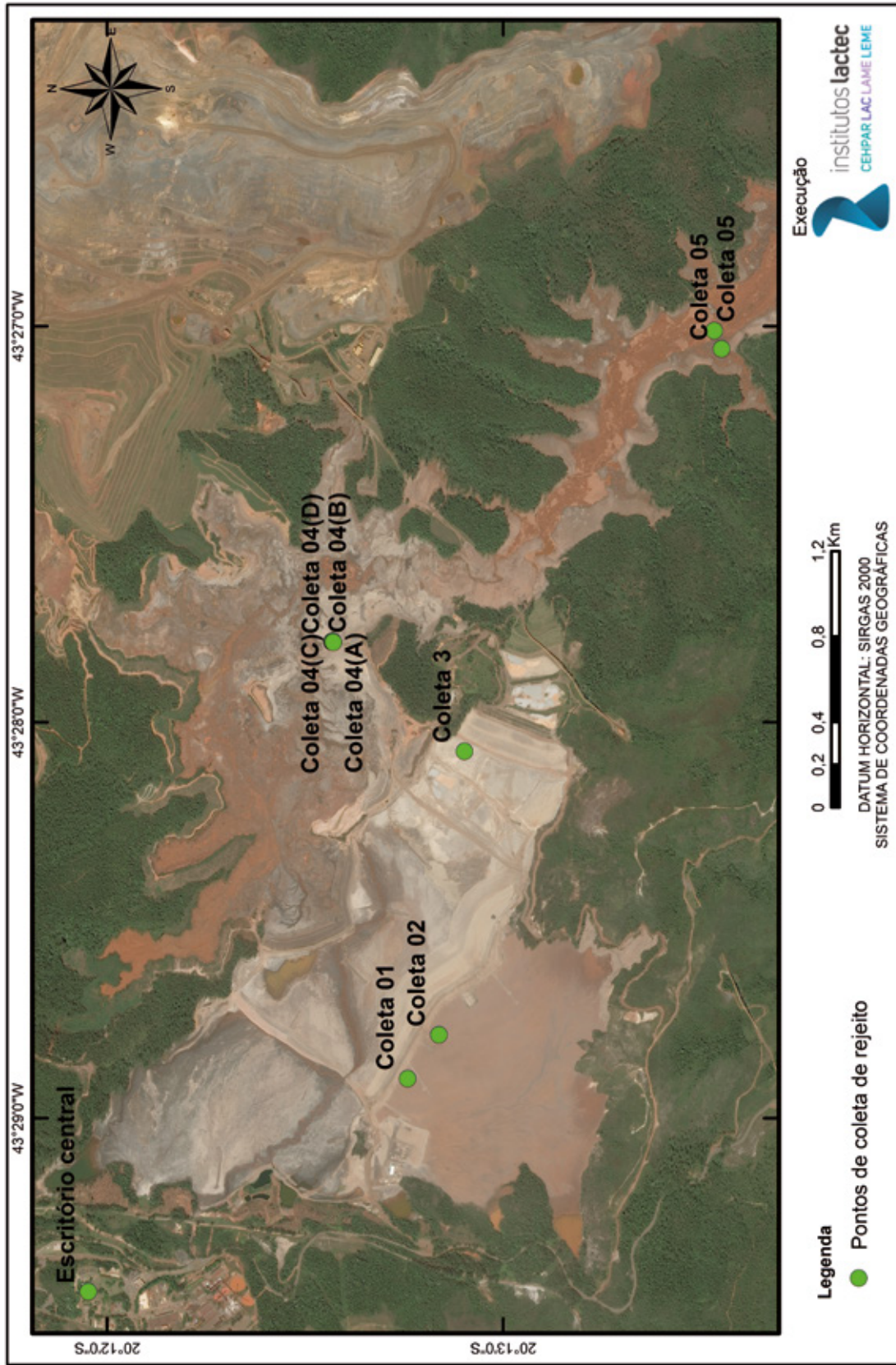


Figura 59 – Pontos de coleta de rejeito barrado nos reservatórios de Germano e de Fundão

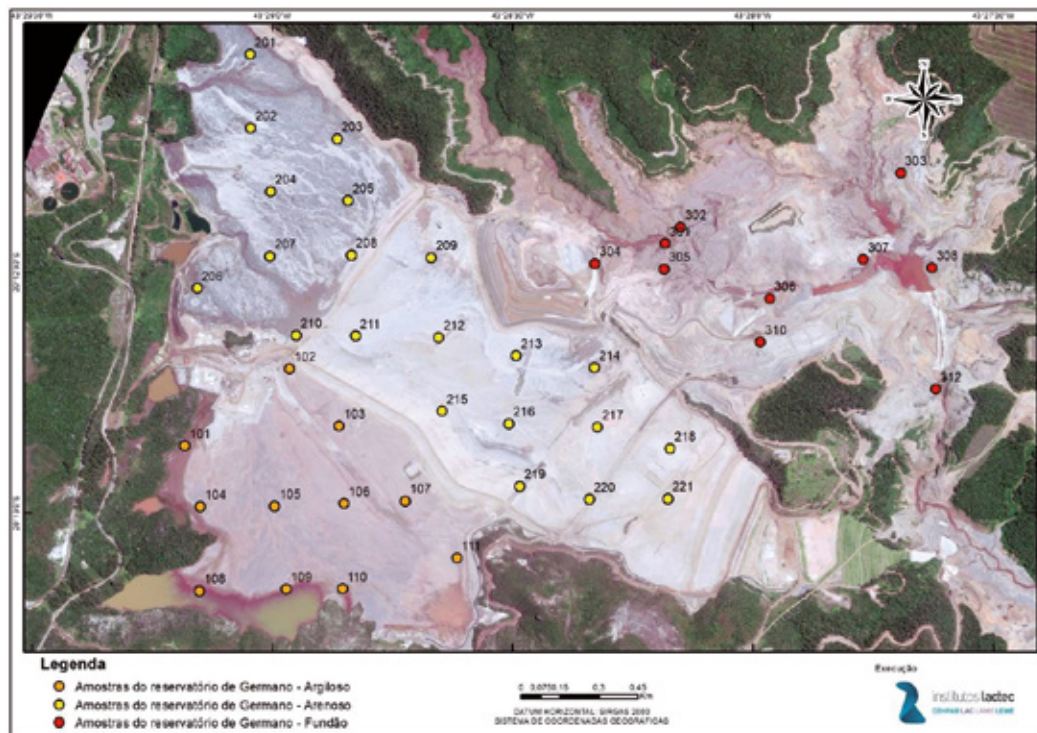
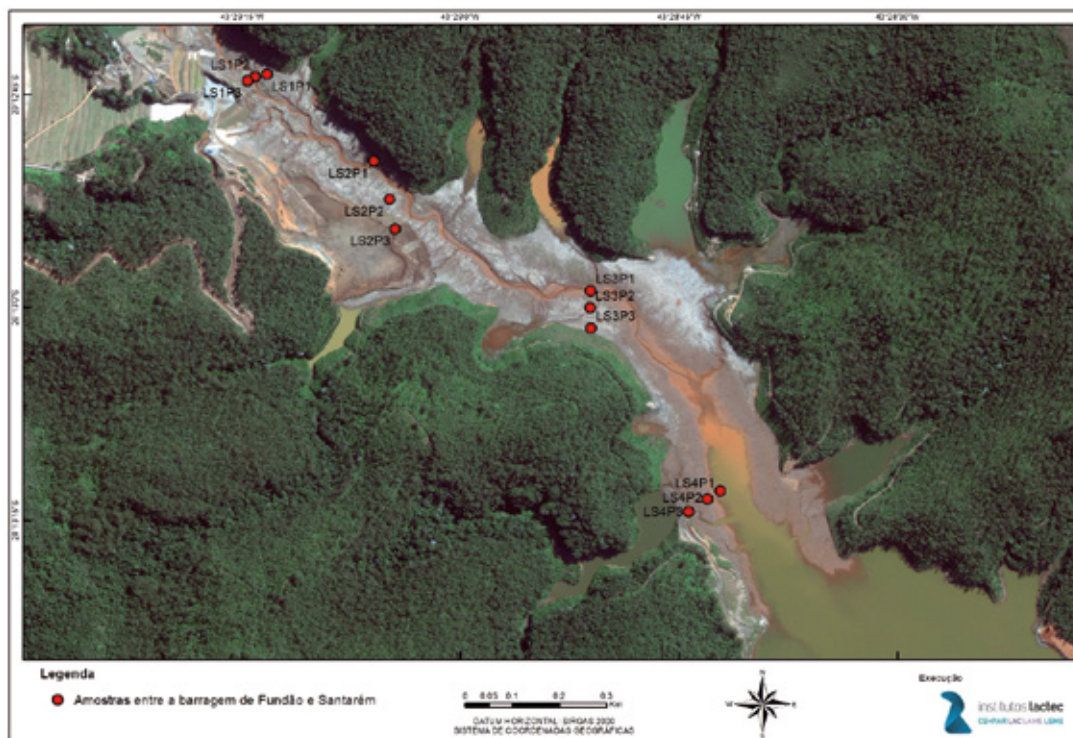


Figura 60 – Pontos de coleta de rejeito sedimentado no trecho entre barragem de Fundão e de Santarém

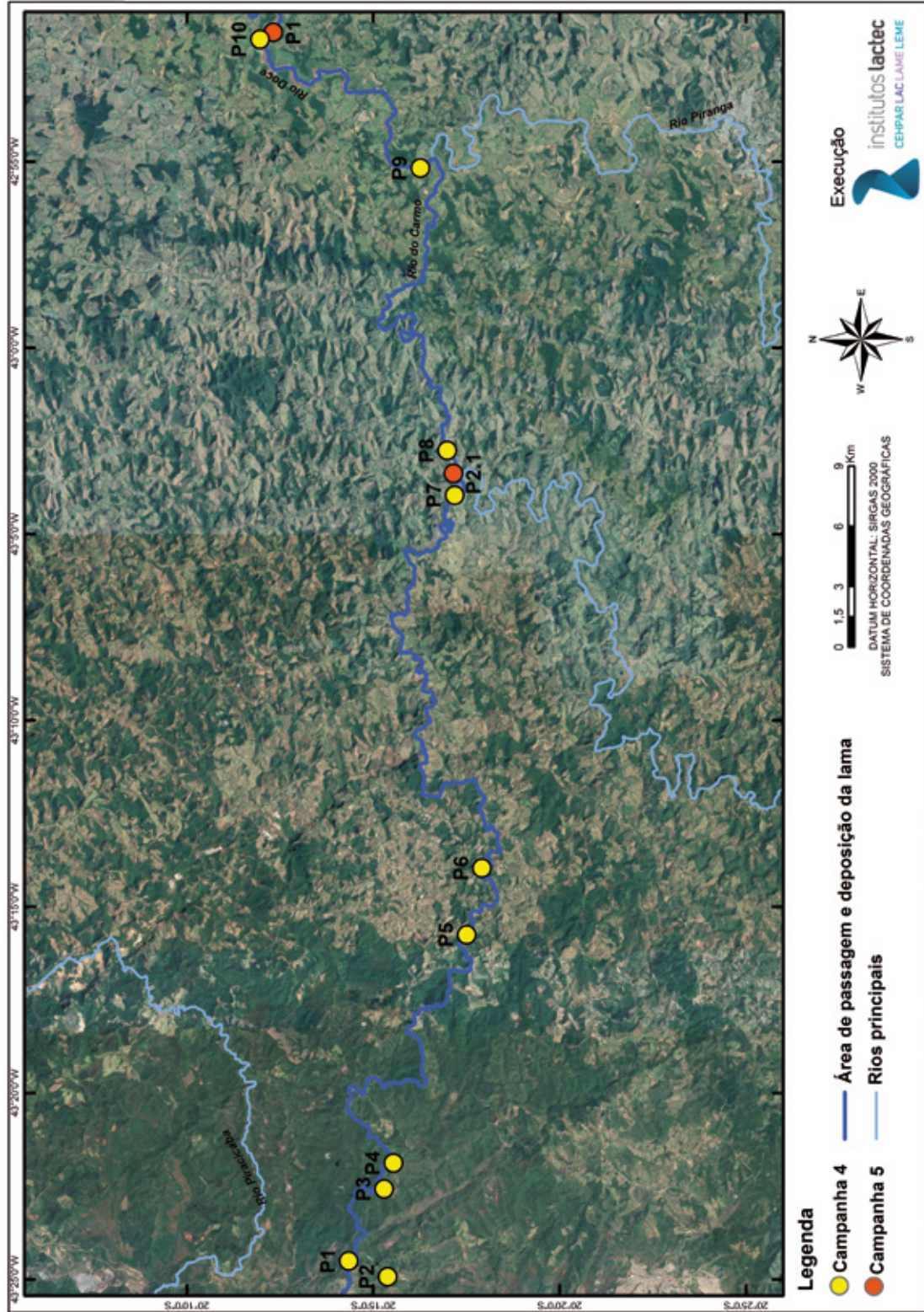


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Para as campanhas de coleta de rejeito depositado, realizadas nas etapas (iv) e (v), foram selecionados aleatoriamente 10 pontos, localizados em áreas de maior acúmulo de rejeito (elencadas em campanha anterior das equipes de solos e geotecnia), sendo priorizadas as regiões de Bento Rodrigues, Barra Longa e a própria UHE Risoleta Neves. Em relação à campanha 5, de forma similar ao verificado para as barragens de Fundão e Santarém, devido às obras de movimentação de solo e rejeito ocorridas na UHE Risoleta Neves no período anterior à amostragem, não foi possível alocar um ponto para amostragem em profundidade apenas nessa região. Foi visitada uma série de áreas nas imediações e, a partir de uma avaliação tátil-visual, determinou-se a descaracterização do material sendo, portanto, o ponto coletado apenas em subsuperfície, conforme efetuado nas campanhas 1 a 4. Na Figura 61 está apresentada a localização dos pontos de coleta.

Conforme comentado anteriormente, o rejeito depositado entre as barragens (Complexo de Germano) e a UHE Risoleta Neves, foi avaliado mais detalhadamente no relatório de Solos. O plano de amostragem e os pontos de coleta dessas amostras podem ser obtidos no Capítulo 2.2 do Tomo III – Ambiente Terrestre e Atmosfera.

Figura 61 – Pontos de coleta de rejeito depositado no trecho entre Santarém e a UHE Risoleta Neves (campanhas 4 e 5)



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

6.2.1.3 Procedimento de amostragem de rejeito de mineração

A coleta de amostras de rejeito foi realizada pela equipe do Lactec (laboratório de Geotecnia) com base em um procedimento interno previamente estabelecido, o qual foi denominado PEA 412. Este baseia-se nas normas ABNT NBR 9604 (2016) e ABNT NBR 10007 (2004), as quais descrevem, respectivamente, os procedimentos para a abertura de poço e da trincheira de inspeção em solo, com retirada de amostras deformadas e indeformadas; e a amostragem/caracterização de resíduos sólidos. Essas normas foram utilizadas, em conjunto, uma vez que não existem normas nacionais que definam os procedimentos para a amostragem de rejeito de mineração. Paralelamente e, especificamente nas Campanhas 3, 4 e 5, a mesma amostragem, baseada no procedimento descrito pela ABNT NBR 10007 (2004) para amostragem simples, foi realizada por uma equipe do laboratório acreditado, Controle Analítico, contratado pelo Lactec.

Para todas as Campanhas 1 a 4 adotou-se o procedimento de amostragem simples, sendo as amostras de rejeito coletadas nas camadas subsuperficiais, após a retirada de 10 a 15 cm da parte superficial intemperizada e a coleta desenvolvida em profundidades não superiores a 40 cm. De modo a evitar a contaminação cruzada, todos os instrumentos foram lavados, ponto a ponto.

Na Figura 62, estão apresentados os registros fotográficos do procedimento de amostragem de rejeito barrado, em condições deformada e indeformada, nas barragens de Germano (a-c), Fundão (d) e de Santarém (e). Para a coleta de todas as amostras foi removida a camada inicial (aproximadamente 0,20 m) e, a partir desta cota, iniciada a obtenção de amostras.

Figura 62 – Registro fotográfico das coletas de amostras deformadas e indeformadas de rejeito, realizadas em meados de julho de 2017, nas barragens de Germano (a-c), Fundão (d) e Santarém (e)



Para a Campanha 5 (Figura 63), por se tratar da obtenção de amostras em profundidade de até 5 m, foi adotado o procedimento de amostragem composta a cada metro, sendo o rejeito coletado com o auxílio de um trado manual. As amostras foram homogeneizadas previamente, em campo, e coletadas em sua totalidade, sendo também realizada a lavagem dos instrumentos, ponto a ponto, de modo a evitar a contaminação cruzada.

Figura 63 – Registro fotográfico das coletas de amostras de rejeito depositado, realizadas em maio de 2019, na UHE Risoleta Neves (a) e em Barra Longa (b).



Para a caracterização física do rejeito, os materiais foram amostrados em sacos plásticos de aproximadamente 10 kg, em condição natural e deformada. Em alguns pontos, de forma complementar (Campanhas 1 a 3) foi avaliada a condição indeformada, sendo a amostragem realizada pela moldagem de um anel metálico de (60 x 20) mm (diâmetro x altura) para a avaliação do peso específico natural. Para a caracterização química e do teor de umidade natural, foi realizada a coleta de amostras deformadas em frascos de vidro, hermeticamente vedados e dispostos em caixas térmicas com resfriamento a gelo para o envio aos laboratórios do Lactec, da Tommasi Ambiental, da Universidade Federal do Paraná e da Controle Analítico.

Ao final de cada amostragem, todos os frascos foram devidamente numerados, sendo o ponto de amostragem cadastrado com o uso de GPS de mão e, quando possível, identificado com estacas de madeira.

6.2.1.3.1 Campanha preliminar: coleta de amostras de rejeito barrado – julho de 2017

Entre os dias 17 e 18 de julho de 2017, em campanha preliminar de campo, da qual participaram parte da equipe técnica do Lactec, foi realizada uma visita ao complexo de Germano para a coleta de amostras de rejeito, em pontos escolhidos aleatoriamente. O objetivo dessa amostragem inicial foi a caracterização físico-química preliminar do material contido (e parte do material depositado na barragem de Santarém), de modo a avaliar a conformidade de parâmetros em relação aos dados da literatura, e obter informações sobre as características do material que possam interferir no diagnóstico do dano.

Assim, foram coletadas três amostras da barragem de Germano (duas localizadas na área de rejeito intitulado argiloso e outra, na região de rejeito arenoso), uma vez que se trata da área não afetada pelo desastre, conforme apontado no relatório da Golder (2016b); uma amostra de Fundão, obtida de uma das ombreiras, na qual, parte do material carreado tendeu a se depositar; e uma na calha do rio e próximo à barragem de Santarém, onde o maior volume de rejeito, após o rompimento, tendeu a sedimentar, conforme descrito no relatório da Coppetec (2017). Os pontos georreferenciados de coleta das amostras estão apresentados na Figura 58. Depois de coletadas, estas foram acondicionadas em frascos, identificadas com código e lacradas, e dispostas em caixas térmicas para seu envio aos laboratórios do Lactec, da Tommasi Ambiental e da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Na chegada ao laboratório, as amostras foram registradas e identificadas seguindo uma numeração interna do laboratório de Geotecnia, conforme apresentado na Tabela 15.

Tabela 15 – Registro das amostras de rejeito e descrição dos pontos de coleta da Campanha 1

Registro de origem	Registro Lactec	Tipo de Material	Origem	Data da Coleta	Coordenadas UTM	
01	2.0186.17	Rejeito Argiloso	Germano – Baía 3	17/07/2017	658.626	7.764.260
02	2.0187.17	Rejeito Argiloso	Germano – Baía 3	17/07/2017	658.817	7.764.113
03	2.0188.17	Rejeito Arenoso	Germano	17/07/2017	660.063	7.763.982
04	2.0192.17	Rejeito Fundão	Fundão – Ombreira	17/07/2017	660.548	7.764.589
05	2.0193.17	Rejeito Santarém	Santarém	17/07/2017	661.901	7.762.802

6.2.1.3.2 2ª Campanha: coleta de amostras de rejeito barrado – outubro de 2017

A segunda campanha de coletas foi realizada entre os dias 23 e 27 de outubro de 2017 e participaram parte da equipe técnica do Lactec, autorizados pelo Ministério Público Federal e acompanhados por representantes da Samarco, Fundação Renova e BHP. Nesta, teve-se como objetivo principal, complementar a caracterização físico-química do material, uma vez que, pelos resultados obtidos na campanha preliminar de julho de 2017, foram identificadas algumas diferenças entre o material analisado e os dados da literatura, em especial, no que diz respeito aos fenóis. As amostragens foram divididas em 3 grandes áreas, totalizando 44 amostras (graficamente demonstradas na Figura 59 e na Figura 60 e seus registros listados na Tabela 16), sendo:

- amostragem de rejeito argiloso (barragem de Germano): amostras 101 a 111;
- amostragem de rejeito arenoso (barragem de Germano): amostras 201 a 221; e
- amostragem de rejeito barrado entre as barragens de Fundão e de Santarém: 12 amostras (LS1P1 a LS4P3).

Tabela 16 – Registro das amostras de rejeito e detalhamento das informações de coleta da campanha 2

Registro de origem	Registro Lactec	Tipo de Material	Origem	Data da Coleta	Coordenadas UTM	
L - 101	2.0223.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.131	7.764.078
L - 102	2.0224.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.514	7.764.370
L - 103	2.0225.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.692	7.764.149
L - 104	2.0226.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.185	7.763.844
L - 105	2.0227.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.455	7.763.843
L - 106	2.0228.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.707	7.763.851
L - 107	2.0229.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.928	7.763.859
L - 108	2.0230.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.180	7.763.520
L - 109	2.0231.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.493	7.763.525
L - 110	2.0232.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	658.698	7.763.524
L - 111	2.0233.17	Rejeito Argiloso	Germano	24/10/17	659.114	7.763.639
L - 201	2.0234.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.382	7.765.577
L - 202	2.0235.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.382	7.765.294
L - 203	2.0236.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.694	7.765.250
L - 204	2.0237.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.451	7.765.050
L - 205	2.0238.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.732	7.765.013
L - 206	2.0239.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.182	7.764.681
L - 207	2.0240.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.447	7.764.802
L - 208	2.0241.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.742	7.764.804
L - 209	2.0242.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.031	7.764.791
L - 210	2.0243.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.538	7.764.497
L - 211	2.0244.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	658.754	7.764.493
L - 212	2.0245.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.056	7.764.485
L - 213	2.0246.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.336	7.764.412
L - 214	2.0247.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.619	7.764.363
L - 215	2.0248.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.065	7.764.202
L - 216	2.0249.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.307	7.764.152
L - 217	2.0250.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.628	7.764.136
L - 218	2.0251.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.890	7.764.051
L - 219	2.0252.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.344	7.763.911
L - 220	2.0253.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.596	7.763.859
L - 221	2.0254.17	Rejeito Arenoso	Germano	25/10/17	659.880	7.763.859
LS1 - P1	2.0255.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	660.992	7.763.715
LS1 - P2	2.0256.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	660.969	7.763.709
LS1 - P3	2.0257.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	660.953	7.763.701
LS2 - P1	2.0258.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	661.203	7.763.524
LS2 - P2	2.0259.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	661.234	7.763.441
LS2 - P3	2.0260.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	661.245	7.763.377
LS3 - P1	2.0261.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	661.633	7.763.239
LS3 - P2	2.0262.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	661.632	7.763.202
LS3 - P2	2.0263.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	661.633	7.763.158
LS4 - P1	2.0264.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	661.888	7.762.803
LS4 - P2	2.0265.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	661.862	7.762.786
LS4 - P3	2.0266.17	Rejeito Santarém	Santarém	26/10/17	661.824	7.762.758

6.2.1.3.3 3ª Campanha: coleta de amostras de rejeito barrado – junho de 2018

A terceira campanha foi realizada ao longo dos dias 12 e 13 de junho de 2018, na qual participaram parte da equipe técnica do Lactec e outra do laboratório acreditado Controle Analítico, subcontratado para a amostragem e a caracterização independente. Esta, teve como objetivo principal, complementar a caracterização físico-química do material, realizada em outubro de 2017, com a inclusão de pontos de amostragem do rejeito remanescente no interior do reservatório de Fundão. Adicionalmente, foi realizada uma amostragem complementar, com a repetição de 10% dos pontos coletados na segunda campanha (material depositado no trecho entre as barragens de Fundão e de Santarém e nos reservatórios de Germano), visando a amostragem e a realização de ensaios acreditados. As coletas foram divididas em 3 áreas (barragens), totalizando 15 amostras conforme:

- rejeito depositado no reservatório de Fundão: 10 amostras (amostras 301 a 312);
- rejeito nos reservatórios de Germano: 2 amostras (amostras 106 e 220);
- rejeito barrado entre as barragens de Fundão e de Santarém: 3 amostras (amostras LS1P3; LS2P2; e LS3P1).

Os locais de amostragem 309 e 311 não foram coletados pois já haviam sido realizadas intervenções significativas de remoção do rejeito depositado e/ou retaludamento, descaracterizando o material anteriormente depositado, sendo os pontos, portanto, excluídos.

Da mesma forma como ocorrido para as campanhas anteriores, na chegada ao laboratório, as amostras foram registradas e identificadas seguindo a numeração interna do laboratório de Geotecnia do Lactec, tal qual efetuado pela Controle Analítico, conforme apresentado na Tabela 17.

Tabela 17 – Registro das amostras de rejeito e detalhamento das informações de coleta da campanha 3

Registro de origem	Registro Lactec	Registro Controle Analítico	Tipo de Material	Origem	Data da Coleta	Coordenadas UTM	
L 301	2.0052.18	40288/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	659.879	7.764.837
L 302	2.0053.18	40320/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	659.936	7.764.899
L 303	2.0054.18	40304/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	660.736	7.765.100
L 304	2.0055.18	40316/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	659.624	7.764.763
L 305	2.0056.18	40284/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	659.875	7.764.740
L 306	2.0057.18	40296/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	660.258	7.764.623
L 307	2.0058.18	40300/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	660.597	7.764.770
L 308	2.0059.18	40308/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	660.846	7.764.736
L 310	2.0060.18	40292/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	660.222	7.764.456
L 312	2.0061.18	40312/2018	Rejeito Fundão	Fundão	12/06/18	660.855	7.764.270
L 106	2.0062.18	40376/2018	Rejeito argiloso	Germano	12/06/18	658.707	7.763.851
L 220	2.0063.18	40380/2018	Rejeito arenoso	Germano	12/06/18	659.596	7.763.859
LS1P3	2.0064.18	40272/2018	Rejeito Santarém	Santarém	12/06/18	660.953	7.763.701
LS2P2	2.0065.18	40276/2018	Rejeito Santarém	Santarém	12/06/18	661.234	7.763.441
LS3P1	2.0066.18	40280/2018	Rejeito Santarém	Santarém	12/06/18	661.633	7.763.239

6.2.1.3.4 4ª Campanha: coleta de amostras de rejeito depositado – dezembro de 2018

A quarta campanha foi realizada ao longo dos dias 03 a 07 de dezembro de 2018, na qual participaram parte da equipe técnica do Lactec e outra do laboratório acreditado Controle Analítico, subcontratado para a amostragem e a caracterização independente. Esta, teve como objetivo principal, complementar a caracterização físico-química do rejeito barrado, em especial no que diz respeito à classificação de resíduos sólidos e à fenóis, realizada nas Campanhas 1 a 3, com a inclusão de pontos de amostragem do rejeito depositado no trecho entre a barragem de Santarém e a UHE Risoleta Neves, que foram preliminarmente analisados em conjunto com o rejeito remanescente nas barragens e avaliados com mais detalhes no capítulo de Solos (TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera). Os pontos selecionados abrangeram áreas de maior acúmulo de rejeito (elencadas em campanha anterior das equipes de solos e geotecnia), sendo priorizadas as regiões de Bento Rodrigues, Barra Longa e a própria UHE Risoleta Neves, totalizando 10 amostras.

De forma similar às demais campanhas, na chegada ao laboratório, as amostras foram registradas e identificadas seguindo a numeração interna do laboratório de Geotecnia do Lactec, tal qual efetuado pela Controle Analítico, conforme apresentado na Tabela 18.

Tabela 18 – Registro das amostras de rejeito e detalhamento das informações de coleta da Campanha 4

Registro de origem	Registro Lactec	Registro Controle Analítico	Tipo de Material	Origem	Data da Coleta	Coordenadas UTM	
P1	2.0107.18	75106/2018	Rejeito Depositado	Bento Rodrigues	04/12/2018	666253,94	7761273,84
P2	2.0108.18	75107/2018	Rejeito Depositado	Área rural do município de Mariana	04/12/2018	665499,43	7759351,66
P3	2.0109.18	75111/2018	Rejeito Depositado	Área rural do município de Mariana	05/12/2018	669607,26	7759482,5
P4	2.0110.18	75110/2018	Rejeito Depositado	Área rural do município de Mariana	05/12/2018	670808,62	7759010,49
P5	2.0111.18	75109/2018	Rejeito Depositado	Área rural do município de Mariana	04/12/2018	681438,23	7755276,44
P6	2.0112.18	75108/2018	Rejeito Depositado	Área rural do município de Mariana	04/12/2018	684540,29	7754489,58
P7	2.0113.18	75113/2018	Rejeito Depositado	Barra Longa	05/12/2018	701988,98	7755648,72
P8	2.0114.18	75112/2018	Rejeito Depositado	Barra Longa	05/12/2018	704081,69	7755988,3
P9	2.0115.18	75115/2018	Rejeito Depositado	Santa Cruz do Escalvado	06/12/2018	717300,37	7757159,93
P10	2.0116.18	75114/2018	Rejeito Depositado	Rio Doce - UHE Risoleta Neves	06/12/2018	723416,35	7765018,89

6.2.1.3.5 5ª Campanha: coleta de amostras de rejeito depositado – maio de 2019

A quinta campanha foi realizada no dia 14 de maio de 2019, na qual participaram parte da equipe técnica do Lactec e uma equipe terceirizada do laboratório acreditado Controle Analítico, subcontratado para a amostragem e a caracterização independente. Esta, teve como objetivo principal, complementar a caracterização físico-química do rejeito depositado, realizada em dezembro de 2018, com a inclusão de coletas em profundidade, em duas áreas de maior acúmulo: Barra Longa e UHE Risoleta Neves. Nesta campanha, de forma similar ao verificado para as barragens de Fundão e Santarém, devido às obras de movimentação de solo e rejeito ocorridas na UHE Risoleta Neves no período anterior à amostragem, não foi possível localizar um ponto para amostragem em profundidade, sendo, portanto, o ponto coletado apenas em subsuperfície, conforme efetuado nas Campanhas 1 a 4. Já, para a área de Barra Longa, foram coletadas amostras em profundidade de até 5 m, sendo adotado o procedimento de amostragem composta a cada metro. Na Tabela 19, estão apresentados o registro e a identificação laboratorial das amostras, realizados na chegada ao laboratório, seguindo a numeração interna do laboratório de Geotecnia do Lactec, tal qual efetuado pela Controle Analítico.

Tabela 19 – Registro das amostras de rejeito e detalhamento das informações de coleta da Campanha 5

Registro de origem	Registro Lactec	Registro Controle Analítico	Tipo de Material	Origem	Data da Coleta	Coordenadas UTM	
P1_PR	2.0085.19	33165/2019	Rejeito Depositado	UHE Risoleta Neves	14/05/2019	723739	7764355
P2.1_PR	2.0086.19	33160/2019	Rejeito Depositado	Barra Longa - 0 a 1 m	14/05/2019	703003	7755692
P2.2_PR	2.0087.19	33161/2019	Rejeito Depositado	Barra Longa - 1 a 2 m	14/05/2019	703003	7755692
P2.3_PR	2.0088.19	33162/2019	Rejeito Depositado	Barra Longa - 2 a 3 m	14/05/2019	703003	7755692
P2.4_PR	2.0089.19	33163/2019	Rejeito Depositado	Barra Longa - 3 a 4 m	14/05/2019	703003	7755692
P2.5_PR	2.0060.19	33164/2019	Rejeito Depositado	Barra Longa - 4 a 5 m	14/05/2019	703003	7755692

6.2.1.4 Preparação das amostras para os ensaios de caracterização

Em laboratório, as amostras foram registradas (conforme apresentado da Tabela 10 à Tabela 14) e devidamente preparadas para a caracterização, sendo dispostas em bandejas metálicas (de aço inoxidável), secas em estufa a (60 ± 2) °C por 24 h (exceto para as amostras dos ensaios de compostos orgânicos voláteis e fenóis). Estas foram então quarteadas e separadas em porções para a realização dos ensaios. Para o quarteamento, após a secagem, as amostras foram previamente homogeneizadas e destorroadas, sendo o procedimento realizado conforme as recomendações das normas ABNT NBR 9604 (2016) e ABNT NBR 10007 (2004).

Para os ensaios de determinação da concentração de compostos orgânicos voláteis (COVs), e de fenóis, foram utilizadas amostras coletadas em campo em frascos específicos (de vidro, com fechamento hermético). As metodologias utilizadas estão, também, descritas nos itens subsequentes.

6.2.1.5 Caracterização física

A caracterização física das amostras de rejeito de mineração, barrado e depositado, foi efetuada nos laboratórios do Lactec, com as amostras previamente secas, destorroadas, homogeneizadas e quarteadas, conforme as recomendações das normas ABNT NBR 9604 (2016) e ABNT NBR 10007 (2004). Os ensaios efetuados foram:

- análise granulométrica;
- massa específica dos grãos;
- limites de Atterberg;
- pH (campanhas 4 e 5); e
- teor de umidade natural.

O detalhamento das metodologias adotadas para a caracterização física das amostras de rejeito de mineração está apresentado no Apêndice E.

6.2.1.6 Caracterização mineralógica

Para a caracterização mineralógica do rejeito de mineração, barrado e depositado, parte das amostras previamente secas, destorroadas, homogeneizadas e quarteadas foram moídas em moinho de alta energia, de modo a promover a segregação dos argilominerais presentes. Para isso, foi utilizado o equipamento EMAX, da RETSCH, sendo estas colocadas em um porta-amostras de aço carbono e moídas por 10 minutos, a 1000 rpm. A moagem foi realizada a seco, sendo adotado um meio de aço de 10 mm de diâmetro, em uma proporção de 16 esferas para 20 mg de amostra. Após esse processo, o material foi peneirado em peneira 200 e preparado em pastilhas de pó prensado, para a análise.

A caracterização mineralógica, realizada no Lactec, foi efetuada em um difratômetro de raios-X Bruker D8 Advanced Eco, que contém uma fonte de radiação $\text{Cu-K}\alpha$, de comprimento de onda λ de 1,54051 Å, varredura em 2θ entre 0° e 70° , tensão de 40 kV, corrente de 25 mA, passo de $0,02^\circ$ e velocidade de passo igual a $0,002 \text{ p.s}^{-1}$. Os compostos foram identificados por comparação no banco de dados do Crystallography Open Data (COD).

6.2.1.7 Caracterização química elementar

Para a avaliação química elementar das amostras de rejeito de mineração barrado e depositado, foram utilizadas três metodologias: (i) espectrometria de fluorescência de raios X (FRX), semiquantitativa, das amostras obtidas nas Campanhas 1 e 2; (ii) espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), das amostras coletadas nas Campanhas 3 e 4; e (iii) espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS), para a totalidade das campanhas.

A FRX foi utilizada, inicialmente, para a avaliação dos constituintes principais do material (em especial, para a análise da proporção de silício presente). O teste foi realizado com amostras policristalinas

preparadas na forma de pastilha fundida com cera orgânica (proporção de 7 g de amostra para 1,4 g de cera), após o pré-preparo de secagem, homogeneização e moagem, em equipamento Espectrômetro PANalytical Axios Max. O procedimento utilizado foi similar ao previsto para a caracterização de cimentos, descrito na norma brasileira ABNT NBR 14656 (2001), adaptada para rejeitos de mineração. Esse ensaio foi realizado no Laboratório de Análise de Minerais e Rochas (LAMIR) da Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Para as Campanhas 3 e 4, juntamente com a caracterização de resíduos sólidos, as amostras de rejeito foram avaliadas por ICP-OES, em equipamento Incap 7400-Duo, sendo as amostras preparadas por digestão ácida pseudo-total, utilizando os ácidos nítrico e clorídrico, conforme procedimento normativo internacional. Foram analisados antimônio, arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, mercúrio, molibdênio, níquel, prata, selênio, vanádio e zinco totais. Estes ensaios foram realizados nos laboratórios da Controle Analítico.

A ICP-MS foi utilizada de forma complementar à FRX e ICP-OES, devido à maior precisão da técnica, para a análise e quantificação dos elementos potencialmente tóxicos (EPTs) presentes nos rejeitos de mineração. A caracterização foi realizada em equipamento iCAP RQ (ICP-MS - Thermo Fisher Scientific, Bremen, Alemanha), juntamente com amostrador automático Cetac Autosampler ASX-560 (Thermo Fisher Scientific, Alemanha), sendo as amostras preparadas por digestão ácida pseudo-total, conforme procedimento normativo internacional listado no Anexo III. Os elementos avaliados foram: arsênio, alumínio, bário, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, mercúrio, manganês, níquel, prata, estanho, selênio, antimônio e zinco totais. Estes ensaios foram realizados em laboratórios da Tommasi Ambiental.

6.2.1.8 Análise de compostos orgânicos

Para a verificação da ocorrência de compostos orgânicos voláteis (COVs) e de fenóis nas amostras de rejeito barrado, coletadas nas Campanhas 1 a 3, em frascos âmbar, devidamente preenchidos e selados com batoque, foram utilizadas as técnicas de cromatografia em fase gasosa acoplado ao espectrômetro de massa (CG/MS). As análises foram realizadas no Lactec, em um cromatógrafo à gás (Agilent, modelo 7890B) acoplado a um espectrômetro de massas (Agilent, modelo 5977A), sendo, para a análise de COVs, utilizado o amostrador automático PAL 3 para *headspace*. Especificamente, para a caracterização de fenóis, foi utilizado, de forma adicional, o extrator automático, ASE 200 da marca Dionex.

As amostras foram preparadas e os ensaios realizados conforme as normas internacionais da *Environmental Protection Agency* (EPA), as quais: COVs, realizada conforme EPA 8260C (2006), com extração conforme EPA 5021A (2014); e fenóis, utilizada a norma EPA 8270D (2014) e, a extração, realizada pela técnica acelerada por solvente (ASE).

Em paralelo, para a terceira campanha de coletas, foram avaliados adicionalmente os fenóis totais contidos nas amostras de rejeito de mineração no laboratório contratado (Controle Analítico), uma vez que este parâmetro está contemplado na norma nacional de Caracterização de Resíduos Sólidos (ABNT NBR 10.004, 2004). Para tal, foi utilizada a metodologia espectrométrica aplicável à água subterrânea, potável, superficial e salina, além de resíduo sólido doméstico e industrial, após

a reação do composto com 4-aminoantipirina na presença de ferrocianeto de potássio, baseada na normatização internacional EPA 9065 (1986), sendo adotado o método de extração líquido-líquido da EPA 3550C (2007).

Para as Campanhas 4 e 5, novamente em conjunto com a Caracterização de Resíduos Sólidos (ABNT NBR 10.004, 2004), foram avaliados compostos fenólicos (Campanha 4) e fenóis totais (Campanha 5) nas amostras de rejeito depositado. Os ensaios, desenvolvidos no laboratório de Controle Analítico, foram realizados por GC/MS, em procedimento similar ao realizado nos laboratórios do Lactec (Campanhas 1 a 3), conforme listado no Relatório de Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano (BRASIL (MPF)/Lactec, 2018f) e Anexo IV (apenas Campanha 5).

De forma complementar, especificamente para a Campanha 4, em laboratórios de Controle Analítico, os rejeitos depositados foram avaliados em relação a outros compostos orgânicos de interesse ambiental, entre os quais: bifenilas policloradas (PCBs), voláteis e semi-voláteis (COVs e SCOVs), orgânicos clorados e fosforados, hidrocarbonetos totais de petróleo (TPHs) e policíclicos aromáticos (PAHs), piridina e toxafeno. Tal avaliação objetivou constatar a ausência de influência externa, de outras fontes de poluição, que pudessem alterar quimicamente o rejeito depositado (haja vista o tempo entre o desastre e a amostragem).

6.2.1.9 Caracterização de resíduos sólidos

Para as Campanhas 3, 4 e 5, de forma complementar aos estudos desenvolvidos, foi realizada a caracterização das amostras de rejeito como resíduo sólido, nas formas de massa bruta, extrato lixiviado e extrato solubilizado, conforme procedimentos analíticos descritos na coletânea de normas ABNT NBR 10.004 (2004) (maior detalhamento para cada um dos parâmetros em análise descrito nos relatórios de ensaio constantes no Anexo IV. Os ensaios e a amostragem dos rejeitos foram realizados pelo laboratório acreditado para resíduos sólidos, Controle Analítico, optando-se pela análise como tal matriz, uma vez que se trata de um material residual do processo de beneficiamento do minério de ferro. Conforme definição da Política Nacional de Resíduos Sólidos – Lei nº 12.305 (2010):

“Rejeito: resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada”. (Política Nacional de Resíduos Sólidos – Lei nº 12.305, 2010, Capítulo II, Art. 3º, item XV).

Adotou-se a premissa de caracterização como resíduo sólido devido à determinação expressa na Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos e que incluiu, dentre os materiais, os rejeitos de mineração. Ainda, tal determinação foi utilizada devido à inexistência atual de laboratórios nacionais acreditados para a caracterização físico-química de rejeitos de mineração. As amostras analisadas foram coletadas pelo próprio laboratório Controle Analítico, em campo, sob a supervisão de equipe técnica do Lactec.

6.2.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nos ensaios realizados nos laboratórios do Lactec estão apresentados nos relatórios técnicos e certificados constantes nos Apêndices E e F. Para os ensaios realizados em

laboratórios externos (Controle Analítico e Tommasi Ambiental), os relatórios e certificados relativos à Campanha 5 estão apresentados nos Anexos III e IV.

Verificou-se que o rejeito de mineração apresentou distinção de características, que podem ser agrupadas em quatro categorias principais: rejeitos barrados (i) argiloso e (ii) arenoso, oriundos de Germano; (iii) rejeito barrado, remanescente da barragem de Fundão e sedimentado entre as barragens de Fundão e Santarém (provenientes do rompimento de Fundão); e (iv) rejeito depositado no trecho entre a barragem de Santarém e a UHE Risoleta Neves, com características mais próximas ao rejeito remanescente em Fundão. Todos os resultados estão apresentados em relação à esta subdivisão, sendo o principal enfoque nas categorias (iii) e (iv), que representam o material oriundo do desastre, em avaliação.

6.2.2.1 Caracterização física

Os resultados obtidos para a caracterização física das amostras de rejeito coletadas estão apresentados no Apêndice E. O material, em resumo, apresentou distinção de características conforme as categorias apresentadas na introdução do item 6.2.3, conforme:

- rejeito intitulado “argiloso” – barragem de Germano. Material de característica predominantemente de siltes a siltes argilosos, pouco plásticos (limites de liquidez e de plasticidade da ordem de 23 e 14, respectivamente), com partículas finas e arredondadas, com diâmetro médio da ordem de 0,001 a 0,02 mm, massa específica dos grãos em torno de 3,89 g/cm³ e com pH próximo a 9;
- rejeito intitulado “arenoso” – barragem de Germano. Material de característica predominantemente arenosa e siltosa não plástico, com partículas intermediárias e facetadas, com diâmetro médio da ordem de 0,03 e 0,1 mm, massa específica dos grãos em torno de 2,98 g/cm³, com pH próximo a 6;
- rejeito remanescente da barragem de Fundão e sedimentado entre as barragens de Fundão e Santarém (oriundo do rompimento de Fundão). Material de característica intermediária, devido a provável mistura dos materiais argiloso e arenoso. Predominantemente, observou-se a ocorrência de siltes com partículas intermediárias, com diâmetros médios da ordem de 0,003 a 0,1 mm e limites de liquidez e de plasticidade da ordem de 27% e 16%, respectivamente. A massa específica dos grãos ficou em torno de 3,11 g/cm³ e a massa específica natural em torno de 1,94 g/cm³, com pH variável entre 7 e 9.
- rejeito depositado no trecho entre a barragem de Santarém e a UHE Candonga. Material de característica similar ao remanescente na barragem de Fundão. Predominantemente, foi observada a ocorrência de siltes (amostras pontuais de areias argilosas - 2.0113.18, 2.0115.18 e 2.0116.18), com partículas intermediárias, com diâmetros médios da ordem de 0,003 a 0,1 mm, não plástico e não líquido. A massa específica dos grãos ficou em torno de 2,98 g/cm³ e o pH entre 6,2 e 8,1. Esses resultados estão em consonância com os dados de caracterização física obtidos na amostragem realizada para avaliação de danos aos Solos na mesma área de abrangência (TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera).

Especificamente para a Campanha 3, foi verificada a presença de uma amostra descaracterizada, provável solo ou mistura solo-rejeito, devido às movimentações ocorrentes na barragem de Fundão (já detectada em campo, pela análise táctil-visual). Esta apresentou característica predominantemente areia siltosa e siltes arenosos, com partículas de diâmetros médios da ordem de 0,01 a 0,15 mm, pouco plástico (limite de liquidez e plasticidade da ordem de 16% e 11%, respectivamente). A massa específica dos grãos ficou em torno de 3,27 g/cm³, a massa específica natural de 2,32 g/cm³ e o pH da ordem de 5,5.

6.2.2.2 Caracterização mineralógica

Para a caracterização mineralógica, realizada por DRX, foram identificadas as principais fases químicas presentes nas amostras coletadas. Os certificados de análise destas estão apresentados no Apêndice F e, na Tabela 20, está apresentado um resumo dos resultados obtidos.

Para todas as amostras analisadas, as principais fases químicas ocorrentes nos materiais coletados foram de óxidos de silício e ferro, nas formas de quartzo, hematita e goethita. Considerando as categorias avaliadas, a caracterização mineralógica indicou a ocorrência de fases químicas específicas, conforme:

- rejeito “argiloso” – ocorrência de quartzo, hematita e goethita, além de birnessite, um tipo de óxido de manganês que contém cálcio, potássio e sódio em sua composição química. Ocorrência de magnetita (óxido de ferro) e muscovita (mineral do grupo filossilicato, a base de potássio, alumínio e flúor, comum na região do QF) em amostras pontuais.
- rejeito “arenoso” – ocorrência predominante de quartzo e hematita, sendo verificada a presença de goethita em amostras pontuais.
- rejeito remanescente da barragem de Fundão e sedimentado entre as barragens de Fundão e Santarém (oriundo do rompimento de Fundão). Ocorrência de quartzo, hematita, goethita, birnessite e muscovita. Presença de magnetita (óxido de ferro) e greenalite (mineral do grupo filossilicato, com caulinita intercalada, à base de ferro e silício) em amostras pontuais.
- rejeito depositado no trecho entre a barragem de Santarém e a UHE Candonga. Material de característica similar ao remanescente na barragem de Fundão. Predominantemente, observou-se a ocorrência de quartzo, hematita, goethita, birnessite e muscovita. Os mesmos minerais, com exceção à muscovita, foram identificados nas amostras coletadas entre as barragens e a UHE Risoleta Neves na amostragem independente realizada para avaliar os danos aos Solos (TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera), reforçando as observações

Tabela 20 – Resultados obtidos da caracterização mineralógica, por DRX, das amostras de rejeito coletadas, expressos na forma de suas fases químicas principais, identificadas pelo COD.

Registro Laboratório	Tipo de Material	Fases Químicas e Mineralógicas (DRX)				
2.0186.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0187.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Magnetita	Birnessite
2.0188.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita		--	
2.0192.17	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Hematita	--	--	
2.0193.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita
2.0223.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	--	
2.0224.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0225.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Magnetita	Birnessite
2.0226.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0227.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0228.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Magnetita	Birnessite
2.0229.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0230.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0231.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0232.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita
2.0233.17	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0234.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0235.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0236.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0237.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0238.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0239.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita		
2.0240.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0241.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0242.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita		
2.0243.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita		
2.0244.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0245.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0246.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0247.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita		
2.0248.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0249.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0250.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0251.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0252.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0253.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita			
2.0254.17	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita		
2.0255.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0256.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita
2.0257.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita		
2.0258.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita		
2.0259.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita
2.0260.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita
2.0261.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	
2.0262.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	

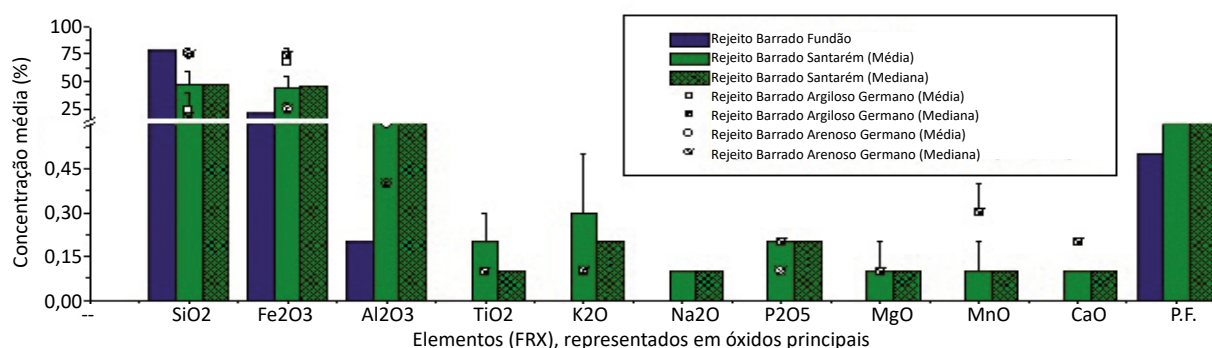
Registro Laboratório	Tipo de Material	Fases Químicas e Mineralógicas (DRX)					
2.0263.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite		
2.0264.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita			
2.0265.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite		
2.0266.17	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite		
2.0052.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0053.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0054.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0055.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Goethita	Birnessite	Muscovita		
2.0056.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite		
2.0057.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0058.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Hematita	Goethita			
2.0059.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Goethita	Birnessite	Muscovita		
2.0060.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Hematita	--			
2.0061.18	Rejeito Barrado Fundão	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Greenalita	Muscovita
2.0064.18	Rejeito Barrado Argiloso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite		
2.0065.18	Rejeito Barrado Arenoso Germano	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite		
2.0066.18	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite		
2.0062.18	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita	Magnetita	Birnessite	
2.0063.18	Rejeito Barrado Santarém	Quartzo	Hematita	Goethita			
2.0107.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0108.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0109.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0110.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0111.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0112.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0113.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita				
2.0114.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0115.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita			
2.0116.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita				
2.0085.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0086.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0087.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0088.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite	Muscovita	
2.0089.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite		
2.0060.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	Quartzo	Hematita	Goethita	Birnessite		

6.2.2.3 Caracterização química elementar

Os resultados médios e medianos obtidos para a caracterização química elementar por FRX das amostras de rejeito barrado coletadas nas Campanhas 1 e 2, expressas na forma de óxidos e em termos semiquantitativos, estão apresentados na Figura 64. Especificamente para a amostra de Fundão, está sendo representado o valor absoluto, por tratar-se de apenas um ponto de análise (nas Campanhas 1 e 2).

Os seus certificados de análise de FRX estão apresentados no Relatório de Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano (BRASIL (MPF)/Lactec, 2018f).

Figura 64 – Representação gráfica dos resultados de FRX do rejeito barrado, coletado nas Campanhas 1 e 2.



Conforme apresentado na Figura 64, os materiais coletados nas Campanhas 1 e 2, apresentaram composição química elementar prioritariamente à base de ferro (Fe) e silício (Si), tendo ainda sido verificados menores teores de alumínio (Al), além de potássio (K), manganês (Mn), sódio (Na), fósforo (P), cálcio (Ca), titânio (Ti) e magnésio (Mg), principalmente nas amostras de rejeito argiloso de Germano e de Santarém. Entre as diferentes amostras, foi constatada uma maior concentração de ferro, em relação ao silício, naquelas de característica argilosa e de coloração avermelhada, coletadas na barragem de Germano. Para as amostras de rejeito arenoso (barragem de Germano), foi verificada uma predominância de silício, além da coloração em tons acinzentados. Isso corroborou com os resultados observados por Pires et al. (2003), Wolff (2009) e Morgenstern et al. (2016), que indicaram a ocorrência de dois tipos principais de rejeito, com características distintas do ponto de vista físico e químico. Já, para as amostras coletadas no trecho entre as barragens de Fundão e Santarém, os resultados indicaram valores intermediários entre ambas as classes de materiais, com teores de ferro e silício similares e da ordem de 40% para cada um deles.

De uma forma geral, para o rejeito barrado (Campanha 3), dentre os elementos analisados por ICP-OES, foi verificada a ocorrência, em diferentes proporções entre as amostras, de arsênio (As), bário (Ba), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), vanádio (V) e zinco (Zn).

Para o rejeito depositado (Campanha 4), por ICP-OES, de forma análoga, foi verificada a ocorrência, em diferentes proporções entre as amostras, de arsênio (As), bário (Ba), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni) e zinco (Zn). Todos os demais elementos, incluindo o vanádio, detectado no rejeito barrado, apresentaram concentrações inferiores aos limites de quantificação da técnica.

Os resultados de caracterização elementar, para a Campanha 5, estão apresentados no Anexo III e demonstrados, juntamente com as demais amostras coletadas, graficamente, em termos de média e mediana, na Figura 64 e na Figura 66 (respectivamente). Ainda, os valores médios para cada uma das categorias de rejeito de mineração estão apresentados na Tabela 21, sendo os resultados analisados em relação aos valores orientadores para solos e águas subterrâneas da Deliberação COPAM/CERH 166 (2011), específicos para o Rio Doce (GUEVARA et al., 2018) e da Resolução CONAMA 420 (2009).

Conforme pode ser observado na Figura 64, na Figura 66 e na Tabela 21, as amostras de rejeito de mineração barrado e depositado apresentaram composição química elementar prioritariamente a base de ferro, sendo verificados alumínio e manganês como elementos secundários, além de arsênio, cromo, cobre, chumbo, zinco, níquel, bário, cobalto, selênio e estanho. Em concentrações médias inferiores a 0,5 mg/kg, constaram ainda os elementos cádmio, mercúrio, prata e antimônio.

De forma geral, as concentrações elementares médias foram superiores para o rejeito argiloso barrado em Germano e inferiores para o rejeito arenoso da mesma origem, o que se justificou devido à maioria dos EPTs analisados tenderem a adsorver ou se complexar em óxidos de ferro (principalmente na fase goethita), mais frequentemente ocorrente no primeiro (MUNIZ, OLIVEIRA-FILHO, 2006). No entanto, especificamente para o cromo (Cr) e para o estanho (Sn), foram verificados teores médios superiores aos demais, da ordem de 299,43 mg/kg e 7,89 mg/kg, respectivamente, para o rejeito arenoso. Os rejeitos barrados de Fundão e Santarém, assim como o rejeito depositado no trecho entre Santarém e a UHE Risoleta Neves, apresentaram concentrações de EPTs similares entre si e intermediárias entre as categorias argiloso e arenoso de Germano, sendo, também de forma geral, verificados valores inferiores para o rejeito depositado, em relação ao barrado. Os teores quantificados nessas amostras corroboraram com aqueles quantificados na amostragem do capítulo de Solos (TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera).

Figura 65 – Representação gráfica dos resultados de ICP-MS (média) dos rejeitos barrado e depositado, coletado nas Campanhas 1 a 5 (realizadas entre julho de 2017 e maio de 2019).

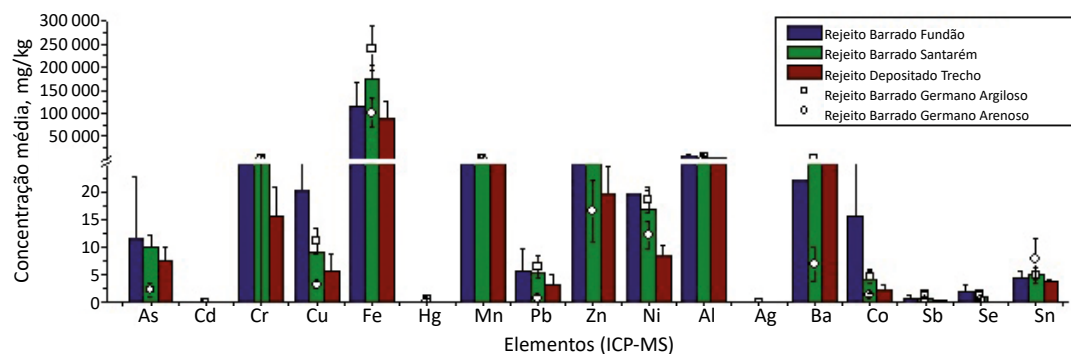


Figura 66 – Representação gráfica dos resultados de ICP-MS (mediana) dos rejeitos barrado e depositado, coletado nas Campanhas 1 a 5 (realizadas entre julho de 2017 e maio de 2019).

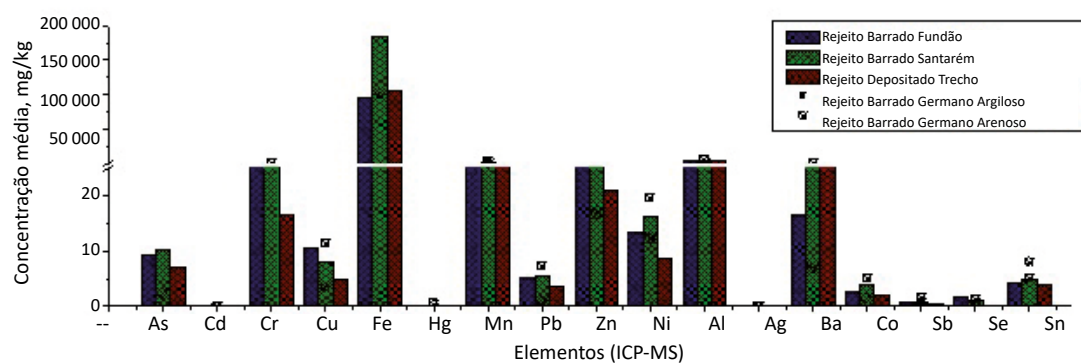


Tabela 21 – Resultados de ICP-MS (médios) dos rejeitos barrado e depositado, coletados nas Campanhas 1 a 5 (realizadas entre julho de 2017 e maio de 2019), avaliados em relação aos valores orientadores para solos e águas subterrâneas.

Elemento Químico (ICP-MS)	Análise estatística dos resultados (mg/kg)										Valores orientadores para solos e águas subterrâneas					
	Rejeito Barrado					Rejeito Depositado					Solo (mg/kg de peso seco)					Água subterrânea (µg/L)
	Germano Argiloso	Germano Arenoso	Fundão	Santarém	Santarém - UHE Risoleta Neves	Germano Argiloso	Germano Arenoso	Fundão	Santarém	Santarém - UHE Risoleta Neves	Referência de Qualidade (VRQ)	Prevenção	Agrícola (APMáx)	Residencial	Industrial	
Arsênio Total (MS)	27,51	2,40	11,72	9,90	7,59	8	15,47	15	35	55	150	150	10*			
Cádmio Total (MS)	0,04	0,01	0,03	0,02	0,01	< 0,4	16,80	1,30	3	8	20	20	5*			
Cromo Total (MS)	99,10	299,43	79,91	192,98	15,58	75	158,36	75	150	300	400	400	50*			
Cobre Total (MS)	11,06	3,15	20,44	9,20	5,67	49	50,37	60	200	400	600	600	2000*			
Ferro Total (MS)	240259,29	100690,09	115474,55	175378,56	88286,50	--	--	--	--	--	--	--	2450**			
Mercurio Total (MS)	0,45	0,12	0,13	0,17	0,13	0,05	0,27	0,5	12	36	70	70	1*			
Manganês Total (MS)	1731,30	129,02	606,23	715,45	570,49	--	368,12	--	--	--	--	--	400**			
Chumbo Total (MS)	6,51	0,79	5,75	5,31	3,32	19,5	22,84	72	180	300	900	900	10*			
Zinco Total (MS)	38,23	16,64	76,17	32,65	19,79	46,5	49,05	300	450	1000	2000	2000	1050**			
Níquel Total (MS)	18,61	12,17	19,54	17,02	8,47	21,5	36,77	30	70	100	130	130	20			
Alumínio Total (MS)	6262,50	559,22	5145,64	4191,25	2881,70	--	--	--	--	--	--	--	3500**			
Prata Total (MS)	0,04	0,01	0,02	0,02	0,02	< 0,45	0,42	2	25	50	100	100	50			
Bário Total (MS)	99,92	6,87	22,10	40,98	45,78	93	75,96	150	300	500	750	750	700*			
Cobalto Total (MS)	4,71	1,26	15,67	4,13	2,28	6	11,72	25	35	65	90	90	70			
Antimônio Total (MS)	1,49	0,46	0,84	0,77	0,41	0,5	1,04	2	5	10	25	25	5*			
Selênio Total (MS)	1,43	0,53	2,14	1,17	0,00	0,5	0,86	5	--	--	--	--	10*			
Estanho Total (MS)	4,96	7,89	4,45	4,96	3,77	--	--	--	--	--	--	--	--			

Assim como detalhado no Capítulo 6.1 do presente relatório, formações ferríferas que ocorrem no setor leste do QF têm, além dos elementos maiores, elementos traços que são característicos para esses tipos de formações. Para o setor leste houve evidências de contribuições vulcano-exalativas como fonte dos grandes depósitos de ferro. A presença de elementos como cromo, níquel, molibdênio (Mo) e vanádio denota uma contribuição a partir de fontes mantélicas, o que também é sugerido pelas anomalias positivas de Európio (SELMÍ et al. 2009). Elementos como bário e outros metais alcalinos têm sua fonte relacionada às atividades magmáticas de natureza alcalina ou a processos hidrotermais. A região em estudo insere-se no contexto de deformações relacionadas a orogenia Brasileira (600 Ma) durante a qual foram geradas falhas inversas e de rejeitos direcionais, como é o caso do sistema de falhas do Fundão. As falhas são condutos de fluidos que podem ter introduzido os elementos alcalinos e alcalinos terrosos observados nas formações ferríferas, os quais aparecem, também, no rejeito de mineração. Quanto ao arsênio, esse elemento apresentou teores relativamente elevados no setor leste do QF. Em parte, isso deve-se à intensa atividade de mineração na área, não somente de minério de ferro, mas também de Ouro e outros metais nobres (como a platina, o paládio e a prata). Geralmente, o ouro está associado a sulfetos como a arsenopirita (FeAsS) e a calcopirita (CuFeS₂), podendo também ocorrer outros tipos de sulfetos minerais, como a esfalerita (ZnS) e a galena (PbS). Isso explica a presença desses elementos no rejeito analisado tanto nas barragens como à jusante dos cursos de água da região afetada. Embora não haja estudos conclusivos, uma associação importante relacionada aos minérios de ferro do setor leste do QF é a presença de minerais de manganês junto com a presença de mercúrio. A presença de mercúrio pode estar relacionada à percolação de fluidos hidrotermais tardios (pós-Brasilião) nas formações ferríferas desse setor do QF. A ocorrência de turmalinas e granadas nas formações ferríferas sugere uma intensa atividade de fluidos hidrotermais possivelmente associados a estágios tardios de atividades magmáticas.

Do ponto de vista da caracterização do rejeito como resíduo sólido, em acordo com os preceitos da ABNT NBR 10.004 (2004), os elementos arsênio, antimônio, cromo, chumbo, níquel, bário, cádmio, selênio, mercúrio e prata foram encontrados nas amostras analisadas, em diferentes proporções. Estes elementos estão listados no Anexo C da referida norma (ABNT NBR 10004:2004), como capazes de conferir periculosidade ao material, quando presentes em massa bruta, independente da concentração.

Analisando ainda em relação às concentrações individuais médias dos EPTs e frente aos valores orientadores para solos e águas subterrâneas propostos pela Deliberação COPAM/CERH 166 (2011), específicos para o Rio Doce (GUEVARA et al., 2018) e da Resolução CONAMA 420 (2009), considerando as categorias de rejeito analisadas, verificou-se:

- rejeito “argiloso” – presença de ferro em concentrações médias de 240.259,29 mg/kg (teores até 27% superiores às demais categorias de rejeito); ocorrência de arsênio, mercúrio, manganês, bário, antimônio e selênio em valores superiores aos orientadores específicos da bacia do rio Doce, propostos por Guevara e colaboradores (2018); concentrações de cromo superiores aos valores de prevenção propostos pela Resolução CONAMA 420 (2009).
- rejeito “arenoso” – concentrações inferiores para EPTs em relação às demais categorias de rejeito, com exceção do cromo e do estanho, estando o primeiro em concentrações médias

superiores aos valores orientadores específicos da bacia do rio Doce (GUEVARA et al., 2018) e aos de prevenção (CONAMA 420, 2009).

- rejeito remanescente da barragem de Fundão e sedimentado entre as barragens de Fundão e Santarém (oriundo do rompimento de Fundão): ocorrência de manganês, cobalto (apenas Fundão), antimônio e selênio em concentrações superiores aos valores orientadores específicos da bacia do rio Doce (GUEVARA et al., 2018); cromo em concentrações superiores aos teores de prevenção (Fundão) e de investigação agrícola (Santarém) propostos pela Resolução CONAMA 420 (2009).
- rejeito depositado no trecho entre a barragem de Santarém e a UHE Candonga: material de composição química elementar similar ao remanescente na barragem de Fundão, porém com EPTs em concentrações inferiores. Ocorrência apenas de manganês em teor médio superior aos valores orientadores específicos da bacia do rio Doce (GUEVARA et al., 2018). A mesma verificação em relação aos EPTs foi observada a partir de 63 amostras de solos, coletadas adicionalmente às amostras das campanhas 4 e 5, de forma consistente nas análises do rejeito depositado entre as barragens e a UHE Risoleta Neves descritas no capítulo de Solos (TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera).

Os resultados obtidos, na sua maioria, corroboraram com os trabalhos desenvolvidos pela Golder Associates (2016a), nos quais foram verificados que os valores de referência para os solos foram excedidos para os metais antimônio, arsênio, bário, chumbo, cobalto, cromo, mercúrio, molibdênio, níquel, prata e zinco. Apesar disso, em termos da classificação de resíduos sólidos, o rejeito foi considerado como Classe IIA (não perigoso e não inerte). Outras considerações efetuadas ilustraram que os valores de prevenção foram excedidos para o antimônio, arsênio, bário e cromo, e os critérios agrícolas, somente para o antimônio. Tais valores, no estudo elaborado pela Golder Associates (2016a), foram verificados, principalmente, para o rejeito argiloso, tendo sido focado apenas na barragem de Germano. Também, corroboraram parcialmente, com os estudos apresentados pela Fundação Renova (2018a; 2018b) para a caracterização do rejeito ainda contido na barragem de Fundão. Para as amostragens, realizadas em dezembro de 2017 e fevereiro de 2018, foi verificada a ocorrência de alumínio, ferro e manganês como elementos majoritários, não tendo sido realizada a quantificação de silício. Como elementos secundários, destacou-se a presença de bário, cálcio, cobre, cromo, fósforo, magnésio, potássio, sódio, titânio e vanádio e mercúrio, estando o último em concentração que superara o valor apresentado como ocorrência natural pela VRQ DN COPAM 166/2011. No entanto, ressalta-se que nos relatórios apresentados pela Fundação Renova não foram encontradas concentrações de cobalto, antimônio e selênio em nenhuma das amostras coletadas (todos em concentrações inferiores aos limites de quantificação das técnicas).

6.2.2.4 Análise de compostos orgânicos

Os resultados obtidos para a análise de compostos orgânicos nos rejeitos de mineração barrados e depositados estão apresentados no Relatório de Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano (BRASIL (MPF)/Lactec, 2018f) e no Anexo IV (Campanha 5).

Os rejeitos de mineração apresentaram, para quase todos os parâmetros, nas cinco campanhas, resultados abaixo do limite de quantificação de ambas as técnicas adotadas. No entanto, para algumas amostras, nas três barragens, foi observada a ocorrência de teores de diclorometano, fenol e fenóis clorados, além de tolueno e etil-benzeno em regiões pontuais. Para a Campanha 1 de amostragem, ocorrida em julho de 2017, para as amostras de Germano, foi observada a ocorrência de diclorometano em concentrações da ordem de 0,016 mg/kg, para a amostra 2.0186.17 (rejeito argiloso), de 0,007 mg/kg para a amostra 2.0187.17 (rejeito argiloso) e de 0,038 mg/kg para a amostra 2.0188.17 (rejeito arenoso). No que diz respeito aos fenóis, foram encontrados teores entre 0,01 mg/kg e 0,02 mg/kg de fenol, para todas as amostras coletadas (Germano, Fundão e Santarém).

Na Campanha 2, ocorrida em outubro de 2017, foi verificada a ocorrência de 2,4,5-triclorofenol, em concentrações variáveis de 0,8 mg/kg a 69,3 mg/kg. Especificamente, para Germano, a ocorrência do composto orgânico foi verificada com predominância nas amostras de rejeito argiloso em uma região específica de amostragem (sudoeste da baía), nos pontos 2.0223.17, 2.0224.17, 2.0225.17, 2.0226.17, 2.0227.17 e 2.0230.17. Já, para a barragem de Santarém, foi verificada a ocorrência do composto (2,4,5-triclorofenol), nas amostras 2.0255.17, 2.0257.17, 2.0260.17, 2.0261.17, 2.0263.17, 2.0265.17 e 2.0266.17, além de fenol, em concentrações da ordem de 40 mg/kg, nas amostras 2.0261.17, 2.0262.17, 2.0263.17, 2.0265.17 e 2.0266.17.

Na Campanha 3 de amostragem, realizada em junho de 2018, pela técnica de CG/MS, foi quantificada uma concentração média de 0,02 mg/kg de fenol (verificado em todas as amostras, com exceção da 2.0060.18 – Rejeito Fundão); 0,011 mg/kg de tolueno (também verificado em todas as amostras) e, pontual, 0,003 mg/kg de etil-benzeno (ponto 2.0052.18) nas amostras obtidas na Barragem de Fundão. Referente às amostras obtidas nas barragens de Germano e Santarém, foram quantificadas concentrações médias de 0,01 mg/kg de fenol (verificado em todas as amostras, com exceção de 2.0062.18 e da 2.0066.18, correspondentes à rejeito argiloso e Santarém, respectivamente) e de 0,013 mg/kg de tolueno (verificado em todas as amostras, exceto na 2.0063.18 – Rejeito Arenoso). Nesta campanha, pelas análises desenvolvidas no Lactec, em nenhum dos pontos foram detectados fenóis clorados, diferente do que havia sido verificado na amostragem realizada na Campanha 2, em outubro de 2017. No entanto, pela técnica de espectrofotometria, desenvolvida nos laboratórios da Controle Analítico, foram identificados fenóis totais em dois pontos amostrados na Barragem de Fundão (amostras 2.0054.18 e 2.0056.18) e em uma das amostras coletadas do material sedimentado em Santarém (amostra 2.0065.18), em teores médios da ordem de 6 mg/kg. A síntese dos resultados obtidos para a caracterização da ocorrência de fenóis e alguns fenóis clorados, para as três campanhas de amostragem desenvolvidas, em ambos os laboratórios, está apresentada, de forma complementar, na Tabela 22.

Tabela 22 – Síntese dos resultados obtidos pelo Lactec e pela Controle Analítico para a caracterização de rejeito de mineração de ferro, em relação a ocorrência de fenóis, 2,4,5-triclorofenol e 2,4,6-triclorofenol, nas três campanhas de coleta de amostragem.

Identificação das Amostras		GC/MS – Lactec			Espectrofotometria - Controle Analítico
Registro de origem	Registro	2,4,5-Triclorofenol (mg/kg)	2,4,6-Triclorofenol (mg/kg)	Fenol (mg/kg)	Fenóis totais (mg/kg)
1	2.0186.17	< 0,01	< 0,5	0,02	--
2	2.0187.17	< 0,01	< 0,5	0,01	--
3	2.0188.17	< 0,01	< 0,5	0,01	--
4	2.0192.17	< 0,01	< 0,5	0,02	--
5	2.0193.17	< 0,01	< 0,5	0,01	--
L-101	2.0223.17	4,92	< 0,5	< 0,01	--
L-102	2.0224.17	17,44	< 0,5	< 0,01	--
L-103	2.0225.17	1,51	< 0,5	< 0,01	--
L-104	2.0226.17	1,16	< 0,5	< 0,01	--
L-105	2.0227.17	69,28	< 0,5	< 0,01	--
L-106	2.0228.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-107	2.0229.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-108	2.0230.17	5,34	< 0,5	< 0,01	--
L-109	2.0231.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-110	2.0232.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-111	2.0233.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-201	2.0234.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-202	2.0235.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-203	2.0236.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-204	2.0237.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-205	2.0238.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-206	2.0239.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-207	2.0240.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-208	2.0241.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-209	2.0242.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-210	2.0243.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-211	2.0244.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-212	2.0245.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-213	2.0246.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-214	2.0247.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-215	2.0248.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-216	2.0249.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-217	2.0250.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-218	2.0251.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
L-219	2.0252.17		< 0,5	< 0,01	--
L-220	2.0253.17	1,22	< 0,5	< 0,01	--
L-221	2.0254.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
LS1 - P1	2.0255.17	37,45	< 0,5	< 0,01	--

Identificação das Amostras		GC/MS – Lactec			Espectrofotometria - Controle Analítico
Registro de origem	Registro	2,4,5-Triclorofenol (mg/kg)	2,4,6-Triclorofenol (mg/kg)	Fenol (mg/kg)	Fenóis totais (mg/kg)
LS1 - P2	2.0256.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
LS1 - P3	2.0257.17	4,29	< 0,5	< 0,01	--
LS2 - P1	2.0258.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
LS2 - P2	2.0259.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
LS2 - P3	2.0260.17	13,99	< 0,5	< 0,01	--
LS3 - P1	2.0261.17	1,57	< 0,5	40,91	--
LS3 - P2	2.0262.17	< 0,01	< 0,5	35,06	--
LS3 - P2	2.0263.17	13,48	0,98	37,88	--
LS4 - P1	2.0264.17	< 0,01	< 0,5	< 0,01	--
LS4 - P2	2.0265.17	0,82	< 0,5	30,57	--
LS4 - P3	2.0266.17	1,16	< 0,5	49,12	--
301	2.0052.18	ND	ND	0,03	< 3
302	2.0053.18	ND	ND	0,02	< 3
303	2.0054.18	ND	ND	0,02	5,87
304	2.0055.18	ND	ND	0,03	< 3
305	2.0056.18	ND	ND	0,02	5,33
306	2.0057.18	ND	ND	0,03	< 3
307	2.0058.18	ND	ND	0,01	< 3
308	2.0059.18	ND	ND	0,01	< 3
310	2.0060.18	ND	ND	< 0,01	< 3
312	2.0061.18	ND	ND	0,01	< 3
L – 106	2.0062.18	ND	ND	< 0,01	< 3
L – 220	2.0063.18	ND	ND	0,01	< 3
LS1 - P3	2.0064.18	ND	ND	0,01	< 3
LS2 - P2	2.0065.18	ND	ND	0,01	6,93
LS3 - P1	2.0066.18	ND	ND	< 0,01	< 3

As diferenças entre os resultados dos ensaios realizados pelo Lactec e pela Controle Analítico podem ser decorrentes de dois aspectos fundamentais: (i) realização de amostragens independentes; e (ii) as diferenças entre as metodologias adotadas. Sobre a amostragem, na terceira campanha de coletas, foram obtidas amostras pelo laboratório Controle Analítico e pelo Lactec, de forma independente. Embora as coletas tenham sido desenvolvidas em pontos próximos, conforme verificado também pelos resultados da análise química elementar (item 6.2.2.3), o rejeito é um material heterogêneo, sendo possível a ocorrência de diferenças, mesmo entre amostras coletadas próximas. Em relação às técnicas, a determinação de compostos fenólicos por CG/MS (EPA 8270E, 2014) permitiu separar, identificar e quantificar cada composto. A identificação foi realizada com base no uso de padrões de referência certificados dos compostos de interesse e foi confirmada pelo espectro de massas do analito, que pode ser consultado no banco de dados da biblioteca NIST. Já, pelo método EPA 9065 (1986) foi determinada a concentração de fenóis totais no qual não foi possível separar os diferentes tipos presentes na amostra. O resultado expressou a soma de todos os compostos fenólicos presentes nas amostras,

que reagiram com a 4-aminoantipirina na presença de ferrocianeto de potássio. Independentemente das diferenças pontuais, ambos os laboratórios utilizados na caracterização do material constataram a ocorrência de fenol nos rejeitos de mineração amostrados.

Em relação à variação das concentrações entre as três campanhas, principalmente para o material sedimentado em Santarém analisado quanto à presença de compostos fenólicos, é possível que esteja associado à sazonalidade anual. O estado de Minas Gerais, de acordo com Santos e Garcia (2016), apresenta duas estações bem definidas: uma estação seca, entre os meses de maio e outubro; e outra, chuvosa, de novembro a abril. Uma vez que a Campanha 2 foi realizada ao final da estação seca, houve uma maior tendência na concentração de compostos, o que diferiu das Campanhas 1 e 2, ocorridas em junho e julho, após o período chuvoso, quando há maior tendência à lixiviação e à solubilização dos produtos, uma vez que compostos fenólicos apresentam elevada solubilidade em água, devido à capacidade de formar fortes ligações de hidrogênio, o que representa um dos fatores mais importantes no acúmulo e no transporte destas substâncias (ADAME, 2016; DUAN et al., 2018). Os resultados obtidos nas três campanhas, no que diz respeito a fenóis, corroboraram com aqueles discutidos por Bastos (2013), Franco et al. (2014) e Batista et al. (2016), que verificaram a presença de tal composto orgânico semi-volátil em extrato solubilizado de rejeitos de mineração. No entanto, estas substâncias não foram apresentadas como constituintes do material depositado no complexo de Germano nos trabalhos de caracterização desenvolvidos pela Golder Associates (2016a, 2016b) e pela Fundação Renova (2018a, 2018b).

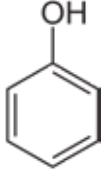
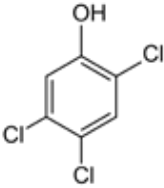
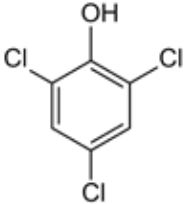
Quimicamente, os fenóis são compostos orgânicos, que apresentam uma hidroxila (OH⁻) ligada diretamente a um anel aromático (forma mais simples), sendo possível ocorrer ainda substâncias contendo ligações com outras hidroxilas (difenol, trifenol) ou com grupos clorados, nitrados, metilênicos e alquílicos. Suas propriedades são diferenciadas em relação à complexidade do radical (grupo) associado (ADAME, 2016).

Fenóis complexos podem ser encontrados na natureza, sendo, um exemplo, a lignina, um composto de elevado peso molecular que pode estar presente em vegetais superiores, em composição variável de acordo com o tipo de planta (ADAME, 2016). Tal substância, além de existente na vegetação, pode ser secretada na forma de seiva, contaminando o solo circundante, sendo o eucalipto uma das espécies que apresentam este efeito de forma significativa (PEGORARO et al., 2013). No entanto, a forma mais comum (fenol ou forma monoatômica simples), é obtido a partir do alcatrão de hulha, ou por meio de processos industriais, que possibilitam também a fabricação deste produto químico em suas demais formas (radicais). Possuem um vasto campo de aplicação, sendo utilizados na indústria química de forma geral (ADAME, 2016; DUAN et al., 2018). Especificamente, no beneficiamento de minério de ferro, o seu uso está relacionado aos processos de concentração do material e dispersão das partículas, como agentes quelantes no processo de flotação (CASTRO, 2012 *apud* RABELO, 1994; LOPES, 2009; PEREIRA, 2004). O uso desse tipo de substância química, porém, não está elencado entre os produtos utilizados no processo desenvolvido pela Samarco no complexo de Germano, conforme apontado no Estudo de Impacto Ambiental da Barragem de Fundão (BRANDT, 2005).

Compostos fenólicos têm sido classificados como poluentes perigosos devido a sua alta toxicidade e persistência no ambiente, sendo considerados como poluentes prioritários e listados como substâncias perigosas e nocivas pela Agência de Proteção Ambiental Americana (U.S. EPA, 2002), Agência de Proteção Ambiental Chinesa (DUAN et al., 2018), Organização Marítima Internacional (OMI - ITOPF, 2011) e Agência Americana para Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (ATSDR, 2008). No Brasil, a ocorrência destas substâncias e as suas concentrações limite estão contempladas em uma série de normas e legislações. Para a qualidade de água superficial a Resolução CONAMA 357 (2005), estabelece o limite de 3 µg/L de fenóis totais para águas de Classe 1 e de 10 µg/L, para águas de Classe 3. A Resolução CONAMA 430 (2011), que complementa e altera a Resolução 357 (2005), estabelece o limite de 500 µg/L de fenóis totais para o lançamento de efluentes. A Portaria do Ministério da Saúde 2.914 (2011), determina limites apenas para a presença de pentaclorofenol (9 µg/L) e para o 2,4,6-triclorofenol (200 µg/L) em águas destinadas para consumo humano. Para a investigação de áreas contaminadas, a Resolução CONAMA 420 (2009) e a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 166 (2011) preveem valores de referência de qualidade, para prevenção para solo de 0,20 mg/kg e de investigação, de 5, 10 e 15 mg/kg (agrícola, residencial e industrial, respectivamente) e de 140 µg/L para águas subterrâneas, havendo ainda valores específicos para os outros radicais, como os fenóis clorados. Do ponto de vista da classificação de resíduos sólidos, fenóis e fenóis clorados estão elencados no Anexo C da norma ABNT NBR 10.004 (2004), como substâncias capazes de conferir periculosidade ao material.

Ainda, em relação aos critérios e valores orientadores de qualidade do solo e água subterrânea quanto à presença dessas substâncias químicas, apresentados na Resolução CONAMA 420 (2009) e na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 166 (2011), para todas as amostras nas quais foi identificado o 2,4,5-triclorofenol (presente no rejeito argiloso de Fundão e no material sedimentado em Santarém), foram verificados valores superiores ao de prevenção, de 0,11 mg/kg, apresentando, em alguns pontos, concentrações até 630 vezes superiores. Para o 2,4,6-triclorofenol, ocorrente em apenas um ponto coletado em Santarém (amostra 2.0263.17), os valores apresentaram-se inferiores à referência de prevenção. Já, para fenol, presente em quase todas as amostras analisadas conforme detalhado na Tabela 17, foram identificados valores variáveis nos diferentes pontos, estando cinco amostras do material sedimentado em Santarém (2.0261.17, 2.0262.17, 2.0263.17, 2.0265.17 e 2.0266.17) com teores superiores aos limites de investigação industrial (15 mg/kg) para a Campanha 2. Para a Campanha 3, os resultados obtidos para três amostras (duas de Fundão - 2.0054.18 e 2.0056.18, e uma de Santarém - 2.0065.18) indicaram a ocorrência da substância em concentrações superiores aos limites de investigação agrícola, definido em 5 mg/kg (CONAMA 420, 2009; COPAM/CERH 166, 2011). Na Tabela 23, estão apresentadas algumas das características e propriedades destes três compostos fenólicos encontrados nas análises realizadas no rejeito de mineração.

Tabela 23 – Características e propriedades das três formas de fenóis encontradas no rejeito de mineração: fenol; 2,4,5-triclorofenol e 2,4,6-triclorofenol.

Fórmula Química	Características
<p>Fenol</p> 	<p>Forma mais simples, denominada monoatômica, sendo precursor de outros compostos. Largamente utilizado na indústria química. Formado na combustão do carvão de madeira, combustão de resíduos sólidos urbanos e como produto da exaustão dos combustíveis fósseis. (ADAME, 2016). Possui solubilidade em água (S) de 82000 mg/L, tendendo a permanecer em ambientes aquáticos (DUAN et al, 2018).</p>
<p>2,4,5-triclorofenol</p> 	<p>Usado como defensivo agrícola, estando disponível na forma sólida, em cristais de cor amarelada (CETESB, 2018). Possui solubilidade em água de 650 mg/L. (ADAME, 2016). Em meios alcalinos, sob elevadas temperaturas, pode reagir para formar dioxina. Apresenta baixa degradabilidade, sendo considerado biorresistente, para fins de controle ambiental. (CETESB, 2018).</p>
<p>2,4,6-triclorofenol</p> 	<p>Utilizado principalmente como matéria prima de pesticidas, como conservante de madeira e fungicida de produtos têxteis. Apresenta solubilidade em água de 710 mg/L. (ADAME, 2106). Apresenta potencial carcinogênico (EPA, 2002).</p>

Compostos fenólicos apresentam elevada estabilidade química, alta solubilidade e mobilidade ambiental e baixa degradação biológica, conseqüentemente, podem ser acumulados no ambiente e interferir em funções vitais, bem como, na transferência de nutrientes intra e extracelulares de organismos da flora e da fauna (LEITE et al., 2012; DUAN et al., 2018; MENZIKOV, 2018). Os efeitos destes compostos sobre organismos aquáticos (algas, invertebrados e vertebrados) são, geralmente, diretos e agudos e manifestam-se em diferentes níveis do organismo (moleculares, celulares, metabólico, etc) (LEITE et al., 2012; DUAN et al., 2018; MENZIKOV, 2018). Alguns destes compostos podem ser acumulados nestes organismos (LEITE et al., 2012; DUAN et al., 2018; MENZIKOV, 2018). As concentrações letais dos compostos fenólicos em organismos aquáticos variam entre 0,26 a 1204,6 mg/L e são dependentes da estrutura química do composto, da sensibilidade e estágio de desenvolvimento, bem como, do ambiente (água doce, estuarino ou marinho) (LEITE et al., 2012; DUAN et al., 2018; MENZIKOV, 2018). De um modo geral, estes compostos apresentaram maior toxicidade sobre organismos aquáticos de água doce em comparação aos organismos de ambientes estuarino e marinho (DUAN et al., 2018).

Assim como para organismos aquáticos, os compostos fenólicos também são tóxicos à saúde humana. O contato com esses compostos pode ocorrer tanto via inalação quanto por contato dérmico e ingestão. Estes compostos são extremamente irritantes para a pele, olhos e mucosas. São considerados como hepatotóxicos, genotóxicos e carcinogênicos. Podem causar fraqueza muscular, problemas respiratórios, cardiológicos, gastrointestinais, neurológicos, entre outros, os quais variam com a forma química do composto, forma de contato, concentração e tempo de exposição. A dose oral letal foi estimada em 70 mg/kg (ATSDR, 2008).

Além dos fenóis e fenóis clorados foi constatada a presença de tolueno, etil-benzeno e dicloro-metano nas amostras avaliadas. Isso corroborou com um dos resultados obtidos para a classificação de resíduos sólidos (amostra 2.0053.18), no qual foi observada a ocorrência de hidrocarbonetos totais de petróleo (TPHs), em concentrações da ordem de 21,5 mg/kg, além de xilenos, em teores não superiores a 0,005 mg/kg (para as mesmas amostras).

Para as Campanhas 4 e 5, realizadas no trecho entre Santarém e a UHE Risoleta Neves, os resultados obtidos indicaram, para a análise de compostos orgânicos, valores inferiores aos limites de quantificação das técnicas avaliadas. Exceção para as amostras 2.0107.18 (localizada próximo de Bento Rodrigues), na qual foi identificado um teor de 441 mg/kg de TPHs (faixa óleo diesel); e 2.0108.18, onde foi constatada a ocorrência de xilenos e m,p-xilenos, em concentração de 0,005 mg/kg.

6.2.2.5 Caracterização de resíduos sólidos

Para os ensaios de caracterização do rejeito como resíduo sólido, os resultados obtidos estão apresentados no Relatório de Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano (BRASIL (MPF)/Lactec, 2018f) e no Anexo IV (Campanha 5).

Conforme apresentado e discutido nos itens 6.2.2.3 e 6.2.2.4, os rejeitos analisados em termos de massa bruta, para as amostras coletadas nas barragens de Fundão, de Germano e de Santarém, além do trecho compreendido entre Santarém e a UHE Risoleta Neves, apresentaram concentrações variáveis de compostos listados no Anexo C da norma ABNT NBR 10004 (2004), como capazes de conferir toxicidade ao material, os quais: arsênio, antimônio, cromo, chumbo, níquel, bário, cádmio, selênio, mercúrio, prata e fenóis. Estes elementos e substâncias, de acordo com a ABNT NBR 10004 (2004), estão relacionados como capazes de conferir periculosidade ao resíduo sólido em análise, quando presentes em massa bruta, independente da sua concentração individual.

No que diz respeito aos EPTs, os resultados foram discutidos juntamente com os ensaios de FRX, no item 6.2.2.3. Mas, especificamente para o cromo, além da análise na forma de metal total (por ICP-OES e ICP-MS), para uma das amostras coletadas na barragem de Fundão (Campanha 3 - amostra 2.0061.18), foi quantificada a concentração de 40,8 mg/kg na forma de cromo hexavalente.

Para os fenóis, as metodologias utilizadas pelo laboratório contratado (Controle Analítico), na Campanha 3, baseadas em métodos espectrométricos após a reação do composto com 4-aminoantipirina na presença de ferrocianeto de potássio (EPA 9065, 1986), permitiram a quantificação apenas em concentrações superiores a 3 mg/kg (limite de quantificação da técnica adotada). Nesses teores, o composto foi quantificado em dois pontos de rejeito da barragem de Fundão, em concentrações individuais de 5,87 e 5,33 mg/kg (amostras 2.0054.18 e 2.0056.18); e em um ponto da barragem de Santarém (amostra 2.0065:18), em concentração de 6,93 mg/kg. Para a barragem de Germano, por essa metodologia, não foram quantificados compostos fenólicos na Campanha 3.

Em relação às demais categorias de análise, as amostras de rejeito barrado e depositado não apresentaram características de inflamabilidade ou corrosividade. Também, não foram quantificados demais compostos orgânicos presentes em norma, com exceção das amostras 2.0053.18 (Rejeito Fundão), que apresentou 21,5 mg/kg de TPH total, na qual também foram encontrados xilenos, em teores de 0,005 mg/kg; 2.0064.18 (Rejeito Santarém), com 64,7 mg/kg de TPHs totais; e 2.0062.18

(Rejeito Argiloso Germano), ocorrência de xilenos e m,p-xilenos, em concentrações de 0,008 mg/kg e 0,006 mg/kg, respectivamente (Campanha 3). O mesmo ocorreu na Campanha 4 para as amostras 2.0107.18 (localizada próximo de Bento Rodrigues), na qual foi identificado um teor de 441 mg/kg de TPHs (faixa óleo diesel); e 2.0108.18, ocorrência de xilenos e m,p-xilenos, em concentração de 0,005 mg/kg.

O pH das amostras variou entre 6,27 e 9,01, com exceção de alguns pontos de rejeito barrado que apresentaram valores próximos a 5, os quais: 2.0055.18 (Rejeito Fundão - pH 5,38); 2.0061.18 (Rejeito Fundão - pH 4,99); e 2.0063.18 (Rejeito Arenoso Germano – pH 5,63). Especificamente em relação às amostras de Rejeito Fundão, estimou-se, com base nos resultados de caracterização física (item 6.2.2.1) e mineralógica (item 6.2.2.2) que tais pontos de pH inferior podem estar relacionados à ocorrência predominante de solo ou à mistura solo-rejeito.

A síntese dos resultados de extrato lixiviado, extrato solubilizado e a classificação de resíduos proposta pelo laboratório, baseado nestes aspectos (extratos lixiviado e solubilizado) está apresentada na Tabela 24.

Tabela 24 – Síntese dos resultados de extrato lixiviado, solubilizado e da classificação de resíduos proposta pelo laboratório Controle Analítico, para as amostras de rejeito de mineração coletadas nas Campanhas 3 a 5.

Registro Laboratório	Identificação Amostra	Extrato Lixiviado (mg/L)										Extrato Solubilizado (mg/L)					Classificação (NBR 10.004:2004)
		Ba	Cd	Pb	Cloroformio	1,4-Diclorobenzeno	Al	Ba	Cloreto	Fe	Mn	Na	Sulfato	Zn			
2.0052.18	Rejeito Barrado Fundão	0,485	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,327	0,016	< 5	7,90	0,056	0,782	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0053.18	Rejeito Barrado Fundão	0,451	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,464	0,141	< 5	0,402	0,181	0,893	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0054.18	Rejeito Barrado Fundão	0,488	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,248	< 0,005	< 5	4,42	< 0,025	< 0,025	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0055.18	Rejeito Barrado Fundão	0,117	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	7,31	0,012	11,28	4,63	0,048	< 0,025	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0056.18	Rejeito Barrado Fundão	0,231	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,095	0,024	< 5	2,29	< 0,025	6,26	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0057.18	Rejeito Barrado Fundão	0,069	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	< 0,025	< 0,005	< 5	0,072	< 0,025	< 0,025	< 10	< 0,025	IIB - Inerte		
2.0058.18	Rejeito Barrado Fundão	0,116	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,131	0,017	< 5	2,27	< 0,025	0,828	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0059.18	Rejeito Barrado Fundão	0,013	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	< 0,025	< 0,005	< 5	< 0,025	< 0,025	3,32	< 10	< 0,025	IIB - Inerte		
2.0060.18	Rejeito Barrado Fundão	< 0,005	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	< 0,025	< 0,005	< 5	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 10	< 0,025	IIB - Inerte		
2.0061.18	Rejeito Barrado Fundão	0,073	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	< 0,025	< 0,005	< 5	0,057	< 0,025	< 0,025	< 10	< 0,025	IIB - Inerte		
2.0062.18	Rejeito Barrado Argiloso Germano	0,122	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,310	< 0,005	< 5	7,17	0,096	16,50	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0063.18	Rejeito Barrado Arenoso Germano	< 0,005	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	< 0,025	< 0,005	< 5	0,049	< 0,025	< 0,025	< 10	< 0,025	IIB - Inerte		
2.0064.18	Rejeito Barrado Santarém	0,407	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,099	0,045	< 5	1,27	0,119	4,20	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0065.18	Rejeito Barrado Santarém	0,280	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,104	0,031	< 5	0,765	0,044	3,02	12,4	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0066.18	Rejeito Barrado Santarém	0,241	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,125	0,016	< 5	1,08	0,026	4,68	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0107.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	0,207	< 0,001	< 0,005	0,00374	< 0,001	0,074	0,044	< 5	0,14	0,186	4,88	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte		
2.0108.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	0,162	< 0,001	< 0,005	0,00317	< 0,001	< 0,025	0,010	< 5	0,129	< 0,025	0,177	< 10	< 0,025	IIB - Inerte		
2.0109.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UHE Risoleta Neves	0,258	< 0,001	< 0,005	0,00366	< 0,001	< 0,025	0,015	< 5	0,174	< 0,025	1,00	< 10	< 0,025	IIB - Inerte		

Registro Laboratório	Identificação Amostra	Extrato Lixiviado (mg/L)										Extrato Solubilizado (mg/L)				Classificação (NBR 10.004:2004)
		Ba	Cd	Pb	Clorofórmio	1,4-Diclorobenzeno	Al	Ba	Cloreto	Fe	Mn	Na	Sulfato	Zn		
2.0110.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,453	< 0,001	< 0,005	0,00389	< 0,001	0,034	0,053	< 5	0,300	< 0,025	3,13	< 10	0,028	IIB - Inerte	
2.0111.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,242	< 0,001	< 0,005	0,00338	< 0,001	< 0,025	0,021	< 5	0,098	< 0,025	0,231	< 10	< 0,025	IIB - Inerte	
2.0112.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,233	< 0,001	< 0,005	0,00315	0,00101	< 0,025	0,011	< 5	0,194	< 0,025	6,40	< 10	< 0,025	IIB - Inerte	
2.0113.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,563	< 0,001	< 0,005	0,00351	< 0,001	0,058	0,018	< 5	0,493	< 0,025	0,844	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte	
2.0114.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,516	< 0,001	< 0,005	0,00388	< 0,001	0,061	0,026	< 5	0,241	< 0,025	0,78	< 10	< 0,025	IIB - Inerte	
2.0115.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,229	< 0,001	< 0,005	0,00364	< 0,001	0,045	0,009	< 5	0,165	< 0,025	< 0,025	< 10	< 0,025	IIB - Inerte	
2.0116.18	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,136	< 0,001	< 0,005	0,00337	< 0,001	0,173	0,013	< 5	0,520	0,028	0,104	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte	
2.0085.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	1,356	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,713	0,031	< 5	1,452	0,429	< 0,025	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte	
2.0086.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,680	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,164	0,057	5,0	1,141	< 0,025	2,453	10,76	< 0,025	IIA - Não inerte	
2.0087.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,809	< 0,001	0,009	< 0,001	< 0,001	0,127	0,040	50,8	0,600	< 0,025	1,812	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte	
2.0088.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,781	< 0,001	0,011	< 0,001	< 0,001	0,147	0,030	< 5	0,705	0,084	< 0,025	< 10	< 0,025	IIA - Não inerte	
2.0089.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,832	0,005	0,053	< 0,001	< 0,001	< 0,025	0,035	7,1	< 0,025	< 0,025	2,987	< 10	< 0,025	IIB - Inerte	
2.0060.19	Rejeito Depositado Trecho Santarém - UJE Risoleta Neves	0,755	< 0,001	< 0,005	< 0,001	< 0,001	0,098	0,077	7,1	0,515	< 0,025	3,835	10,03	< 0,025	IIA - Não inerte	

Para o extrato lixiviado, as amostras de rejeito analisadas apresentaram concentrações variáveis de bário (exceto pontos 2.0060.18 e 2.0063.18), em teores médios de 0,258 mg/L e máximo de 1,356 mg/L (amostra 2.0085.19 – Rejeito Trecho). Em algumas amostras pontuais, ainda foi constatada a ocorrência de chumbo (de 0,009 a 0,053 mg/L, amostras 2.0087.19, 2.0088.19 e 2.0089.19 – Rejeito Trecho) e cádmio (0,005 mg/L, 2.0089.19 – Rejeito Trecho). Todas as amostras coletadas na Campanha 4 apresentaram ainda clorofórmio, em concentrações médias de 0,00358 mg/L e máxima de 0,00389 mg/L (amostra 2.0110.18), sendo que no ponto 2.0112.18 ocorreu ainda 1,4-diclorobenzeno (0,00101 mg/L). Todos os valores observados em extrato lixiviado, para os diferentes elementos e substâncias observados, apresentaram teores inferiores aos de referência constantes no Anexo F da norma ABNT NBR 10004:2004 (limites de 70,0 mg/L – Ba; 0,50 mg/L – Cd; 1,00 mg/L – Pb; 6,00 mg/L – clorofórmio; e 7,50 mg/L – 1,4-diclorobenzeno), o que classificou os materiais como não perigosos, em relação ao quesito de avaliação do extrato lixiviado quanto à toxicidade (item 4.2.1.4. (a) da ABNT NBR 10.004:2004).

Em relação ao extrato solubilizado, em grande parte das amostras de rejeito barrado e depositado, foram verificados os elementos alumínio, ferro e manganês, em concentrações próximas ou superiores aos valores de referência constantes no Anexo G da norma ABNT NBR 10004:2004 (limites de 0,2 mg/L, 0,3 mg/L e 0,1 mg/L para alumínio, ferro e manganês, respectivamente). Em concentrações inferiores aos padrões de referência, foram ainda quantificados, de forma geral, bário e sódio, além de cloretos, sulfatos e zinco (pontual).

Os resultados para os extratos lixiviado e solubilizado corroboraram com parte dos estudos desenvolvidos pelas empresas após o rompimento da barragem de Fundão (GOLDER ASSOCIATES, 2016b).

6.2.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme apresentado e discutido no relatório, caracterizou-se físico-quimicamente o rejeito de mineração oriundo da barragem de Germano, remanescente nas barragens de Fundão e Santarém e depositado nas margens do rio Doce, no trecho entre Santarém e a UHE Risoleta Neves. Isso foi desenvolvido a partir da avaliação de amostras coletadas em cinco campanhas, efetuadas de julho de 2017 a maio de 2019.

Verificou-se que o rejeito de mineração, barrado e depositado, apresentou distinção de características, que podem ser agrupadas em quatro categorias principais, os quais:

- rejeito “argiloso” – barragem de Germano. Material de característica física predominantemente de siltes a siltes argilosos, pouco plásticos, com partículas finas e arredondadas, de diâmetro médio da ordem de 0,001 a 0,02 mm, massa específica dos grãos em torno de 3,89 g/cm³ e com pH próximo a 9. Predominantemente composto por ferro (teores até 27% superiores às demais categorias de rejeito) e silício, nas formas de quartzo, hematita, goethita e birnessite, além de magnetita e muscovita em amostras pontuais (2.0187.17; 2.0225.17; 2.0228.17; 2.0232.17). Elementos como o arsênio, o mercúrio, o manganês, o bário, o antimônio e o selênio em concentrações médias (entre as amostras) superiores aos valores orientadores de solos específicos da bacia do rio Doce (Guevara et al., 2018); cromo em teores médios superiores aos valores de prevenção propostos pela Resolução CONAMA 420 (2009).

Ocorrência de 2,4,5-triclorofenol (amostras 2.0223.17, 2.0224.17, 2.0225.17, 2.0226.17, 2.0227.17 e 2.0230.17 - campanha 2), em concentração máxima de 69,28 mg/kg. Relativo à classificação de resíduos sólidos (NBR 10.004 (2004)), o material categorizado como IIA – não perigoso, não inerte. No entanto, a presença de fenóis clorados e dos elementos arsênio, antimônio, cromo, chumbo, níquel, bário, cádmio, selênio, mercúrio, prata conferem periculosidade ao material, uma vez que tais ESPTs estão listados no Anexo C da referida norma.

- rejeito “arenoso” – barragem de Germano. Material de característica predominantemente arenosa e siltosa, não plástico, com partículas intermediárias e facetadas, de diâmetro médio da ordem de 0,03 e 0,1 mm. Massa específica dos grãos em torno de 2,98 g/cm³ e pH próximo a 6. Predominantemente composto por silício, além de ferro, alumínio e manganês como elementos secundários, nas formas mineralógicas principais de quartzo e hematita. Concentrações inferiores para EPTs em relação às demais categorias de rejeito, com exceção do cromo e do estanho, estando o primeiro em concentrações médias superiores aos valores orientadores específicos da bacia do rio Doce (GUEVARA et al., 2018) e aos de prevenção (CONAMA 420, 2009). Em termos da ABNT NBR 10.004 (2004), o material não apresentou características de inflamabilidade ou corrosividade, sendo classificado predominantemente como IIA – não perigoso, inerte. Destacou-se, porém, a presença de arsênio, antimônio, cromo, chumbo, níquel, bário, selênio, mercúrio, novamente, como elementos que conferem periculosidade ao material (Anexo C – NBR 10.004:2004).
- rejeito remanescente da barragem de Fundão e sedimentado entre as barragens de Fundão e Santarém (oriundo do rompimento de Fundão). Material de característica intermediária, devido a provável mistura dos materiais argiloso e arenoso. Predominantemente, observou-se a ocorrência de siltes com partículas intermediárias, com diâmetros médios da ordem de 0,003 a 0,1 mm e limites de liquidez e de plasticidade da ordem de 27% e 16%, respectivamente. A massa específica dos grãos ficou em torno de 3,11 g/cm³ e a massa específica natural em torno de 1,94 g/cm³, com pH variável entre 6,27 e 9,01 [sendo desconsideradas dessa observação as amostras que apresentaram características similares à solo ou à mistura solo-rejeito - 2.0055.18 (pH 5,38); 2.0061.18 (pH 4,99); e 2.0063.18 (pH 5,63)]. Composto por ferro, silício, alumínio e manganês, predominantemente, nas formas mineralógicas de quartzo, hematita, goethita, birnessite e muscovita. Demais elementos ocorrentes, presença de cobalto (apenas Fundão), antimônio e selênio em concentrações médias superiores aos valores orientadores específicos da bacia do rio Doce (GUEVARA et al., 2018); cromo em concentrações superiores aos teores de prevenção (Fundão) e de investigação agrícola (Santarém) propostos pela Resolução CONAMA 420 (2009). Ocorrência de 2,4,5-triclorofenol (amostras 2.0255.17, 2.0257.17, 2.0260.17, 2.0261.17, 2.0263.17, 2.0265.17 e 2.0266.17, em concentração máxima de 37,45 mg/kg); 2,4,6-triclorofenol (amostra 2.0263.17, em concentração de 0,98 mg/kg) e fenol [Campanha 2 - 2.0261.17, 2.0262.17, 2.0263.17, 2.0265.17 e 2.0266.173; Campanha 3 – destaque para 2.0054.18, 2.0056.18 e 2.0065.18 (Controle Analítico)]. Frente à classificação da ABNT NBR 10004 (2004), o material foi predominantemente categorizado como IIB – não perigoso não inerte (69% das amostras). No entanto, novamente destacou-se a presença de fenol, fenóis clorados e dos elementos arsênio, antimônio, cromo, chumbo,

níquel, bário, cádmio, selênio, mercúrio, prata. Estes ESPTs conferem periculosidade ao material, estando listados no Anexo C da ABNT NBR 10004 (2004).

- rejeito depositado no trecho entre a barragem de Santarém e a UHE Candonga. Material de característica similar ao remanescente na barragem de Fundão. Predominantemente, foi observada a ocorrência de siltes (amostras pontuais de areias argilosas - 2.0113.18, 2.0115.18 e 2.0116.18), com partículas intermediárias, com diâmetros médios da ordem de 0,003 a 0,1 mm, não plástico e não líquido. A massa específica dos grãos ficou em torno de 2,98 g/cm³ e o pH entre 6,2 e 8,1. Material de característica e composição química similar ao remanescente na barragem de Fundão, porém com EPTs em concentrações médias inferiores (ocorrência apenas de manganês em teor médio superior aos valores orientadores para solos específicos da bacia do rio Doce, proposto por GUEVARA et al., 2018). Fases minerais predominante de quartzo, hematita, goethita, birnessite e muscovita. As observações sobre o rejeito depositado no trecho entre as barragens e a UHE Risoleta Neves foram confirmadas a partir de amostras coletadas de maneira independente para a avaliação dos danos ao Solo (TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera), reforçando a consistência dos dados obtidos. Compostos orgânicos com valores inferiores aos limites de quantificação das técnicas avaliadas, com exceção para TPHs - faixa óleo diesel (amostra 2.0107.18, 441 mg/kg) e xilenos e m,p-xilenos (ponto 2.0108.18, 0,005 mg/kg). Classificado como resíduo sólido não perigoso, inerte e não inerte em proporções similares entre as amostras. Ausência de fenóis e fenóis clorados em massa bruta, porém destacou-se a presença de clorofórmio em extrato lixiviado (obtido de acordo com a ABNT NBR 10005:2004) em todas as amostras coletadas na Campanha 4, em concentrações médias de 0,00358 mg/L. Ainda, novamente, presença dos elementos arsênio, antimônio, cromo, chumbo, níquel, bário, cádmio, selênio, mercúrio, prata em massa bruta (EPTs que conferem periculosidade ao material, estando listados no Anexo C da ABNT NBR 10004:2004).

Assim sendo, considerando a norma ABNT NBR 10.004 (2004), destacou-se, portanto, a ocorrência de determinados elementos e substâncias (ESPTs) nas amostras de rejeito de mineração, que conferem periculosidade ao material. Especificamente em relação aos compostos fenólicos encontrados, ressalta-se que estes são classificados como de elevada periculosidade e toxicidade, além de serem considerados como altamente persistentes no ambiente e indicados como causadores de diversos efeitos à biota aquática e à saúde humana (ATSDR, 2008; LEITE et al., 2012; DUAN et al., 2018; MENZIKOV, 2018). Devido a isso, os compostos fenólicos são considerados em diversas normas e legislações nacionais e internacionais (EPA, 2002; ABNT, 2004; CONAMA 2005; ATSDR, 2008; CONAMA, 2009; BRASIL, 2011; CONAMA, 2011; COPAM/CERH, 2011; ITOPE, 2011). Ressalta-se, ainda, que os valores encontrados em algumas amostras dos rejeitos barrados superaram a maior parte dos limites legislados.

Desta forma, concluiu-se que os resultados obtidos e apresentados indicaram a existência de elementos e substâncias potencialmente tóxicos no rejeito de mineração da Samarco barrado no Complexo de Germano. Assim, torna-se necessária a consideração destes parâmetros para a avaliação das demais matrizes, no contexto dos estudos ambientais desenvolvidos na área impactada.

6.3 ÁREA DE PASSAGEM E DEPOSIÇÃO DA LAMA DE REJEITOS NO VALE DO RIO DOCE

A Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL) refere-se às áreas por onde a onda de rejeitos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão passou e a lama ficou depositada, compreendendo o trecho desde a barragem de Fundão, no município de Mariana – MG, até a foz do rio Doce, no município de Linhares – ES. Este trecho corresponde a, aproximadamente, 674 km de corpos d'água afetados, sendo que no Compartimento 1, cerca de pouco mais de 100 km de rios, houve o maior acúmulo de rejeitos fora da calha dos corpos d'água.

Neste capítulo pretende-se esclarecer, de modo geral, os procedimentos, métodos e técnicas adotadas durante a execução do mapeamento da APDL, assim como os resultados obtidos. Parte destes resultados já foram apresentados no 1º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018d).

6.3.1 MATERIAIS E MÉTODOS

Para determinar a área de passagem e deposição da lama (APDL) e a magnitude do rompimento da barragem de Fundão diante do histórico das cheias naturais na bacia hidrográfica do rio Doce, foram feitas análises com dados coletados em campo, fotografias aéreas, modelos computacionais e imagens de satélites. Desta maneira a definição da APDL é a sobreposição de vários métodos que compõem um resultado único.

6.3.1.1 Materiais

Como insumos para o mapeamento e delimitação do polígono da APDL, foram utilizadas ortoimagens referentes ao período pós-desastre, curvas de nível e modelo digital do terreno, os quais foram disponibilizados pela Fundação Renova, bem como os pontos de pico de onda da lama, levantados pelo Lactec. Os *softwares* utilizados para visualização dessas ortoimagens e geração do polígono da APDL, seguem especificados a seguir:

- Microstation e Autocad Map 3D 2010: utilizado para a vetorização e edição dos dados vetoriais;
- ArcMap 10.2: utilizado para rodar rotinas de consistência topológica dos dados vetoriais, fechamento do polígono e cálculos de áreas.

6.3.1.1.1 Ortoimagens Orbitais

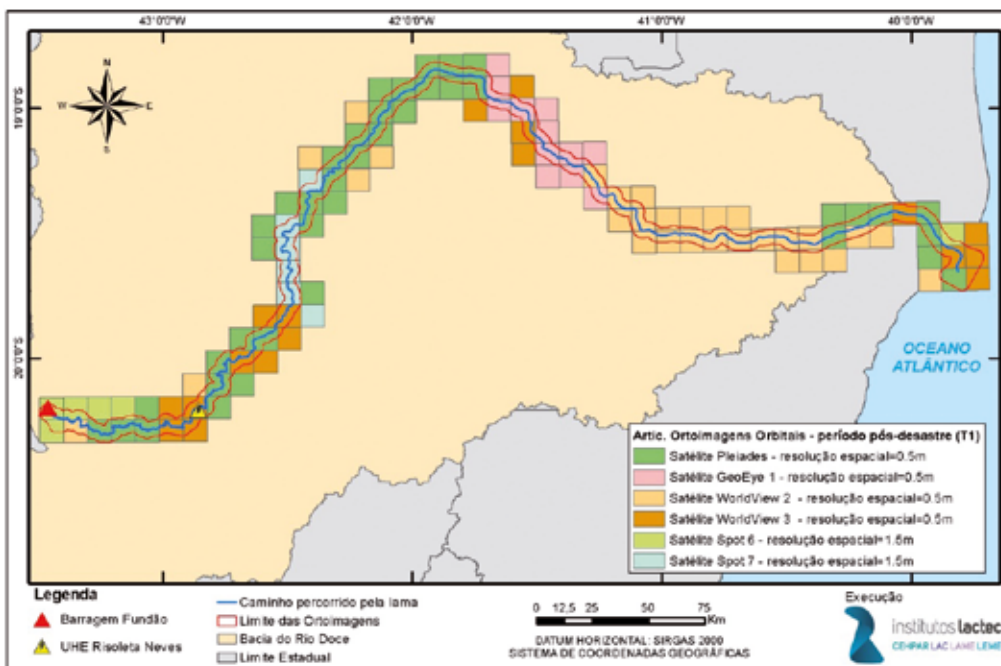
As ortoimagens orbitais estão classificadas em dois grupos conforme a descrição a seguir:

- T1: imagens pós-desastre, no período de 06/11/2015 e 08/01/2016;
- T2: imagens pós-desastre, relativas ao período de 05/02/2016 e 10/03/2016.

Estas ortoimagens estão referenciadas ao datum SIRGAS 2000 e ao sistema de projeção UTM, fusos 23 e 24 sul.

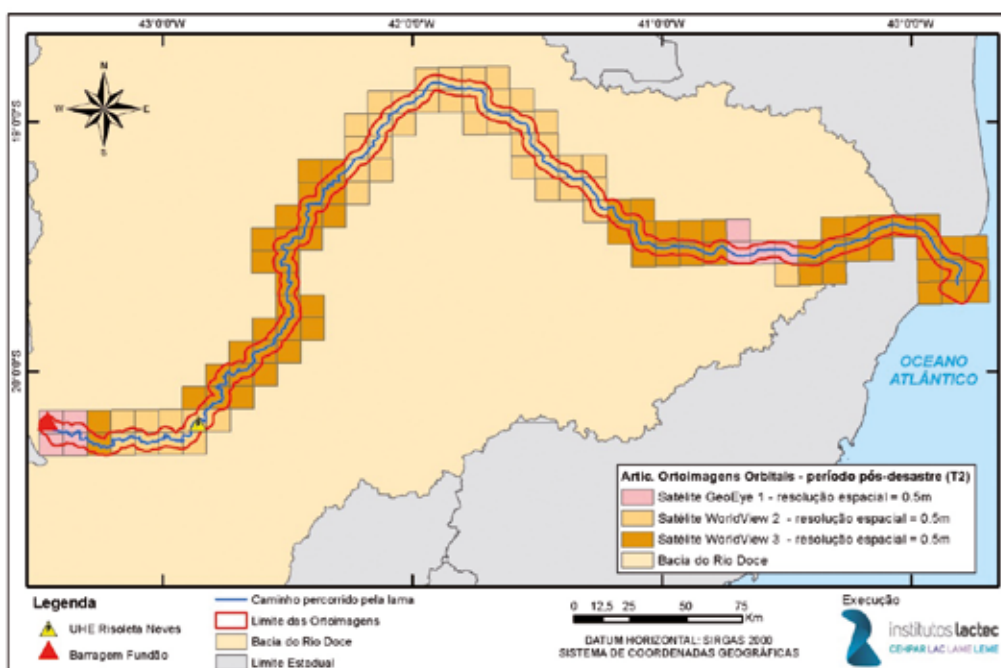
Para obtenção das imagens orbitais de alta resolução de toda a área de interesse, foram utilizados diferentes sensores com diferentes resoluções espaciais. Os mesmos estão apresentados nas Figura 67 e Figura 68.

Figura 67 – Articulação Ortoimagens Orbitais referente ao período pós-desastre (T1).



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 68 – Articulação Ortoimagens Orbitais referente ao período pós-desastre (T2).



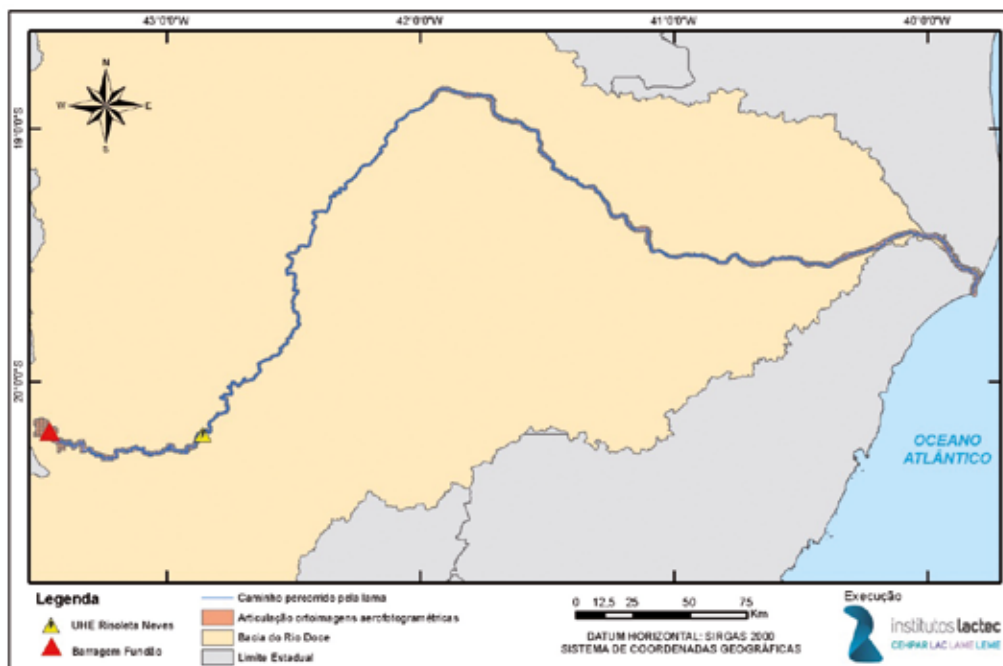
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Subsidiando o trabalho desenvolvido pelas equipes multidisciplinares, a análise temporal através de ortomagens permite estudar as condições do ambiente anteriores ao evento em questão, fornecendo elementos para a Linha Base, e posterior ao evento, contribuindo com informações importantes para o diagnóstico socioambiental e avaliação de danos.

6.3.1.1.2 Ortoimagens Aerofotogramétricas

As ortomagens aerofotogramétricas disponibilizadas pela Fundação Renova, referem-se ao período pós-desastre. Os aerolevantamentos ocorreram entre os dias 06/11/2015 a 29/11/2015, e contemplam o trecho entre a barragem de Fundão e a foz do rio Doce, como apresentado na Figura 69. Estas ortomagens possuem resolução espacial de 5 cm (cinco centímetros) e precisões conforme o Padrão de Exatidão Cartográfica (PEC), classe A para a escala 1:1.000, bem como foi adotado o sistema de projeção UTM, fusos 23 e 24 sul e o datum SIRGAS 2000, quando da geração destes produtos.

Figura 69 – Articulação Ortoimagens Aerofotogramétricas.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

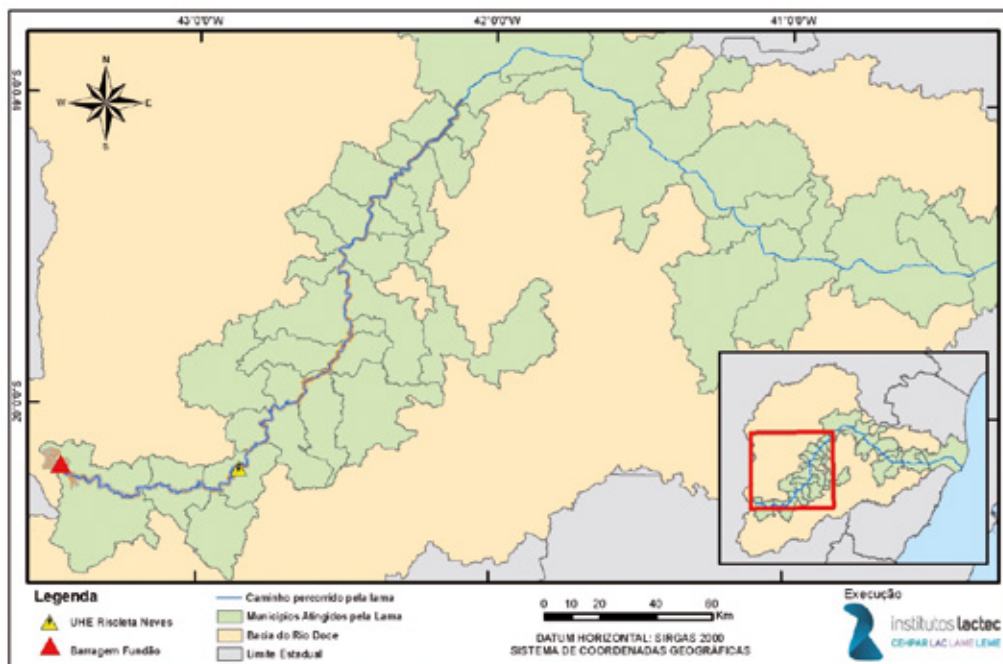
6.3.1.1.3 Mapeamento de Uso do Solo

O mapeamento de uso e ocupação do solo na escala 1:20.000, foi elaborado pelo Lactec, refere-se ao período pré-desastre e compreende o trecho das cabeceiras do rio Doce e entorno, desde a barragem de Fundão, no município de Mariana em Minas Gerais, até a foz do rio Doce, em Linhares no Estado do Espírito Santo. Este mapeamento está referenciado ao datum SIRGAS 2000 e ao sistema de projeção UTM, fusos 23 e 24 sul. A metodologia, bem como os resultados deste mapeamento de uso do solo já foram apresentados no 1º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018c).

6.3.1.1.4 Curvas de Nível

As curvas de nível disponibilizadas pela Fundação Renova possuem equidistância vertical de 1 m (um metro), referem-se ao período pós-desastre e abrangem desde Fundão até a UHE Baguari. Na geração destes produtos foram adotados o sistema de projeção UTM, fuso 23 sul e o datum SIRGAS 2000, com referência altimétrica ao Marégrafo de Imbituba – SC. A área de abrangência destas curvas de nível pode ser observada na Figura 70.

Figura 70 – Área de abrangência das curvas de nível.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

6.3.1.1.5 Modelo Digital do Terreno

O modelo digital do terreno (MDT) disponibilizado pela Fundação Renova, possui resolução espacial de 1 metro, refere-se ao período pós-desastre e a abrange desde Fundão até a UHE Baguari (Figura 71). Na geração deste produto foi adotado o sistema de projeção UTM, fuso 23 sul e o datum SIRGAS 2000, com referência altimétrica ao Marégrafo de Imbituba – SC.

Figura 71 – Área de abrangência do MDT.



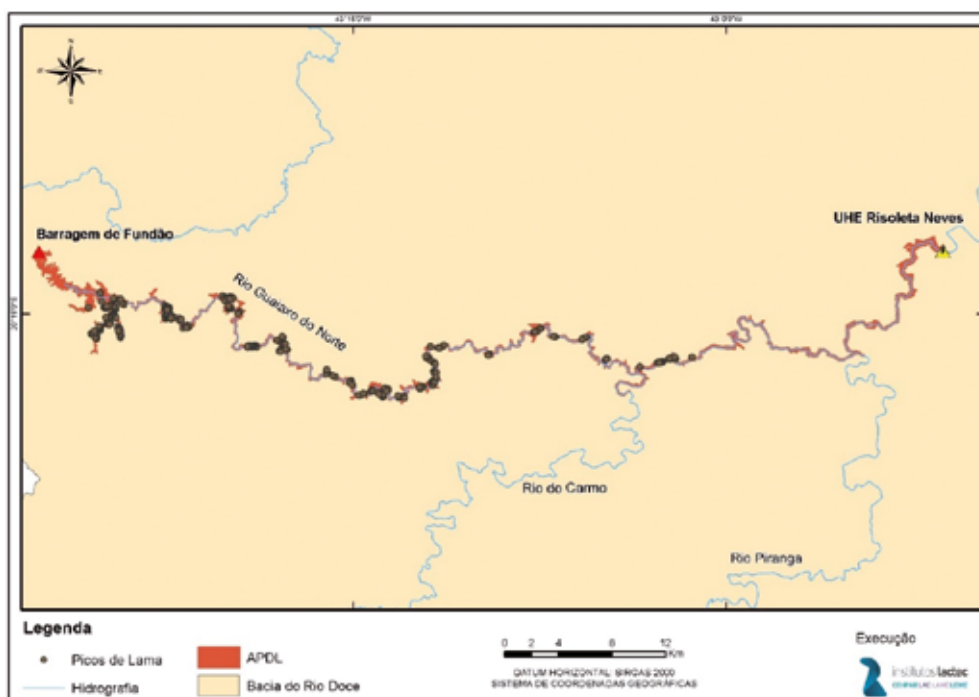
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

6.3.1.1.6 Pontos de Pico de Onda da Lama

Nos meses de novembro de 2017, abril e julho de 2018, foram levantados em campo no trecho entre o distrito de Bento Rodrigues e o município de Barra Longa - MG, cerca de 527 pontos, onde foi possível visualizar a marca deixada pela passagem da onda de lama, em elementos tais como: edificações, troncos de árvores, postes, entre outros. Para cada um destes pontos foram obtidas as coordenadas planialtimétricas, referenciadas ao sistema de projeção UTM, fuso 23 sul e datum SIRGAS 2000, com referência altimétrica ao Marégrafo de Imbituba – SC. A metodologia, bem como os resultados deste levantamento de campo, estão apresentados no Apêndice G.

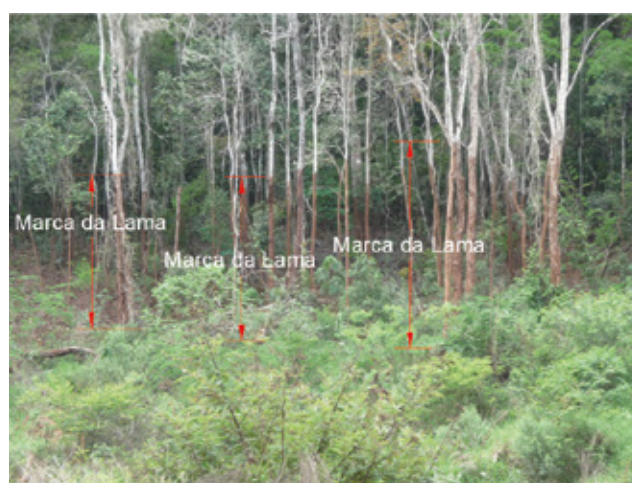
Na Figura 72 é apresentada a área de abrangência destes pontos e a Figura 73 mostra exemplo de um local onde foram levantados pontos de pico de onda da lama.

Figura 72 – Pontos de pico de onda de lama levantados em campo.



Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

Figura 73 – Exemplo de local onde foram levantados pontos de pico de onda da lama.



Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

6.3.1.2 Métodos

Os métodos aplicados para delimitar a APDL se basearam, inicialmente, na foto interpretação, sendo a mesma refinada com os dados dos pontos de pico de onda da lama, para o Compartimento 1. Já para os Compartimentos 2 e 3 a APDL resultou da modelagem hidrodinâmica da onda de cheia.

6.3.1.2.1 Validação geométrica das ortoimagens orbitais

As ortoimagens orbitais relativas ao período pós-desastre (T1 e T2), passaram por uma avaliação quanto a precisão e acurácia a fim de determinar a escala dos produtos cartográficos a serem obtidos a partir das mesmas. O Decreto nº 89.817, de 20 de junho de 1984, da CONCAR - Comissão Nacional de Cartografia estabelece que, na classificação de uma carta quanto à exatidão planimétrica, noventa por cento dos pontos definidos numa carta, quando testados no terreno, não deverão apresentar erro superior ao padrão de exatidão cartográfica (PEC) estabelecido. Ainda, as cartas segundo sua exatidão, são classificadas nas classes A, B e C e seguem os critérios mostrados na Tabela 25.

Tabela 25 – Padrão de exatidão cartográfica (PEC) - Planimétrico.

Carta	PEC planimétrico	Erro padrão
Classe A	0,5mm x Escala	0,3mm x Escala
Classe B	0,8mm x Escala	0,5mm x Escala
Classe C	1,0mm x Escala	0,6mm x Escala

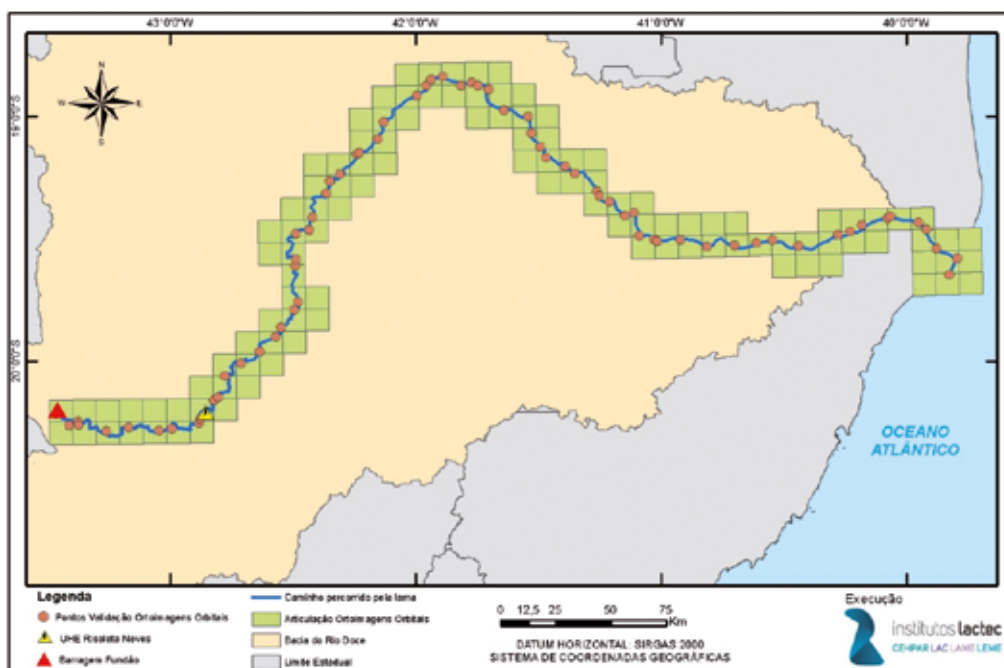
Os limites do PEC, Classe A, foram calculados para as escalas usualmente utilizadas, e podem ser observados na Tabela 26.

Tabela 26 – Limites do PEC - Classe A.

ESCALA	REMQ (m)	DP (m)
50.000	25,00	15,00
25.000	12,50	7,50
20.000	10,00	6,00
10.000	5,00	3,00
5.000	2,50	1,50
2.000	1,00	0,60
1.000	0,50	0,30

Concluiu-se que, todos os produtos cartográficos gerados por meio destes insumos deverão se limitar a escala 1:20.000. Com base na classificação do Decreto nº 89.817, de 20 de junho de 1984, e da escala definida (1:20.000), os produtos cartográficos decorrentes, apresentarão Padrão de Exatidão Cartográfica (PEC), classe A.

Tendo em vista a melhor escala e maior precisão das imagens aerofotogramétricas, foram obtidas coordenadas planimétricas de 70 pontos fotoidentificáveis nas mesmas. Tais pontos estavam bem distribuídos (Figura 74) ao longo de toda a área de estudo e tiveram como finalidade validar a geometria das ortoimagens orbitais. Os resultados de precisão e acurácia das ortoimagens orbitais são apresentados na Tabela 27 e nas Figura 75 e Figura 76.

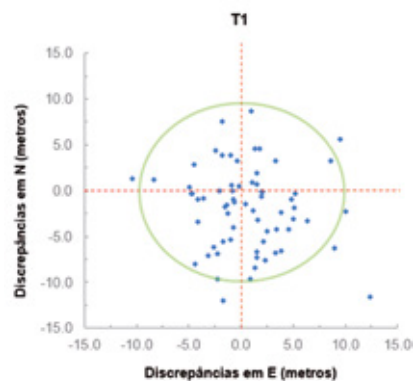
Figura 74 – Distribuição dos Pontos utilizados na validação das ortoimagens orbitais.

Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Tabela 27 – Resultado da precisão e acurácia das ortoimagens orbitais.

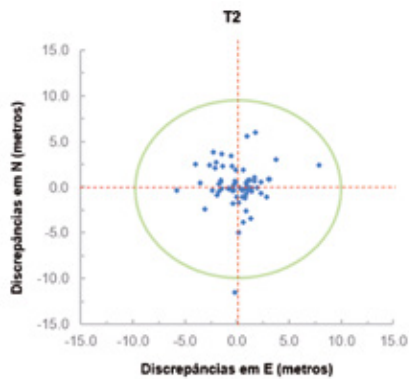
	Ortoimagens Orbitais Período Pós-Desastre (T1)			Ortoimagens Orbitais Período Pós-Desastre (T2)		
	ΔE (m)	ΔN (m)	Discrepância	ΔE (m)	ΔN (m)	Discrepância
MÉDIA	0.20	-2.02	2,03	-0.40	0.11	0,42
DESVIO PADRÃO	5.47	4.54	7,12	4.16	2.45	4,83
REMQ	5.44	4.94	7,35	4.15	2.43	4,81
	TOTAL DE AMOSTRAS			TOTAL DE AMOSTRAS		
	68			67		
	QUANT. AMOSTRAS EXTRAPOLAM LIMITE			QUANT. AMOSTRAS EXTRAPOLAM LIMITE		
	7			2		
	% DE AMOSTRAS OK (ESCALA 1:20.000)			% DE AMOSTRAS OK (ESCALA 1:20.000)		
	90%			97%		

Figura 75 – Discrepâncias dos pontos avaliados, relativos as ortoimagens orbitais referentes ao período pós-desastre (T1).



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 76 – Discrepâncias dos pontos avaliados, relativos as ortoimagens orbitais referentes ao período pós-desastre (T2).



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

6.3.1.2.2 Características do mapeamento da APDL no Compartimento 1

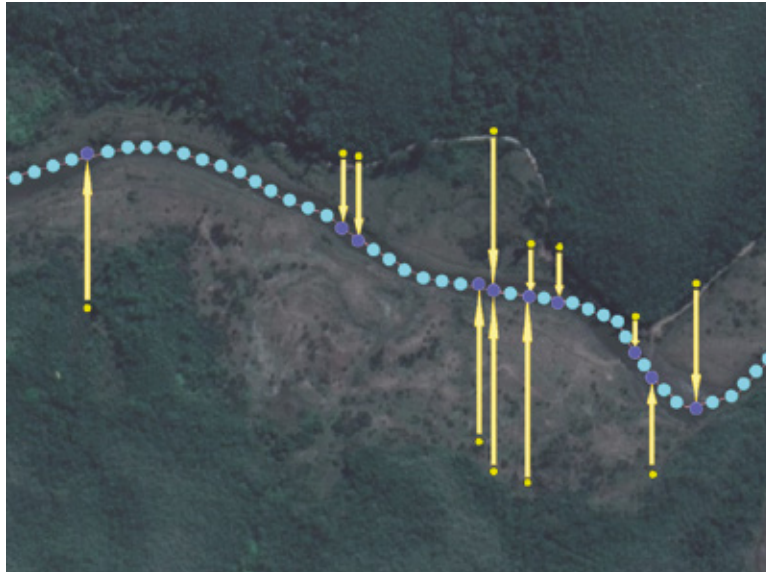
Para o mapeamento da APDL no Compartimento 1, ou seja, de Fundão à UHE Risoleta Neves, adotou-se a técnica de vetorização digital através da fotointerpretação das ortoimagens orbitais descritas no item 6.3.1.1.1 deste relatório. O processo de fotointerpretação, análise e delimitação das feições foi realizado em tela, na escala aproximada de 1:8.000, com objetivo de obter produtos compatíveis com a escala de mapeamento 1:20.000.

Adotou-se como SGR (Sistema Geodésico de Referência) o SIRGAS2000 e projeção cartográfica UTM (Universal Transversa de Mercator) para os fusos 23 e 24 sul. A área mínima mapeada correspondeu a 1 (um) hectare.

Com a finalidade de delimitar o polígono da APDL em áreas afetadas, porém não visíveis nas ortoimagens, como por exemplo, áreas de floresta estabelecida, foram utilizados os pontos de pico de onda de lama levantados em campo descritos no item 6.3.1.1.6, aliados a um conjunto de programas desenvolvidos pelo Lactec.

Por meio destas ferramentas, os pontos de pico de onda de lama foram projetados ao longo da linha central do rio e a cada um deles foi atribuído uma cota Z, com valor igual ao ponto que o originou. Uma vez projetados, foram gerados novos pontos a cada 1 metro ao longo do rio e a estes foram atribuídos valores interpolados de cota Z (Figura 77).

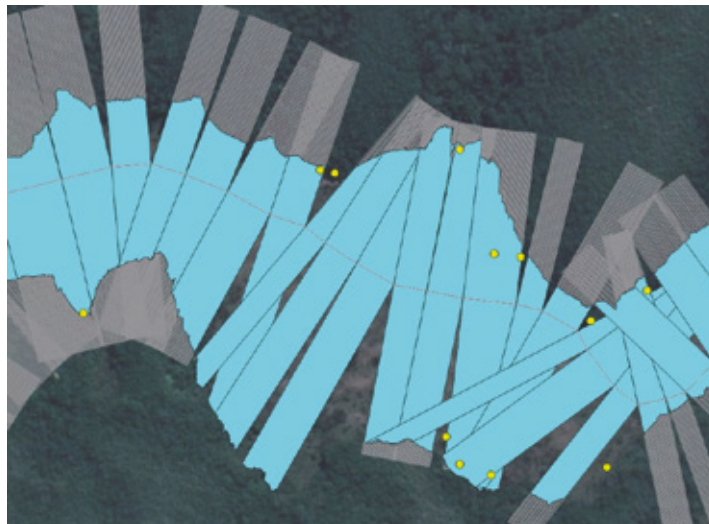
Figura 77 – Pontos de pico de onda de lama projetados e pontos gerados ao longo do rio, com cota Z interpolada.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Na sequência, para cada um dos pontos, foram criadas seções transversais perpendiculares à linha central dos corpos d'água e atribuídas a elas a mesma cota Z do ponto interpolado. Partindo do centro do rio em direção às margens, cada linha da seção transversal foi percorrida, até que tenha sido encontrada no MDT, uma cota Z com valor acima daquela atribuída à seção. Todas estas linhas foram, então, combinadas e gerados polígonos parciais, como apresentado na Figura 78.

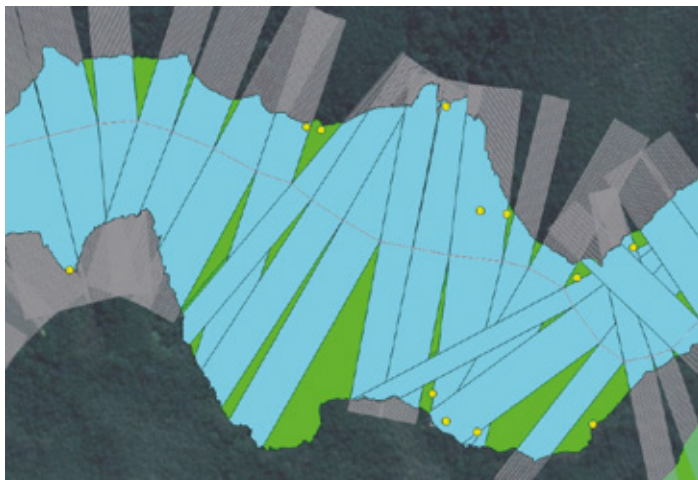
Figura 78 – Seções transversais criadas ao longo do rio e polígonos parciais gerados



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Por fim, um último procedimento foi rodado de modo que, as fatias abertas entre os polígonos parciais, fossem preenchidas e um polígono único fosse obtido (Figura 79 e Figura 80).

Figura 79 – Fatias preenchidas entre as seções transversais



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 80 – Polígono único gerado



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

O polígono gerado, foi comparado com aquele obtido por meio de fotointerpretação e, nas regiões onde houve necessidade, o polígono da APDL foi ajustado, com o auxílio das curvas de nível descritas no item 6.3.1.1.4.

6.3.1.2.3 Características do mapeamento da APDL nos Compartimentos 2 e 3¹

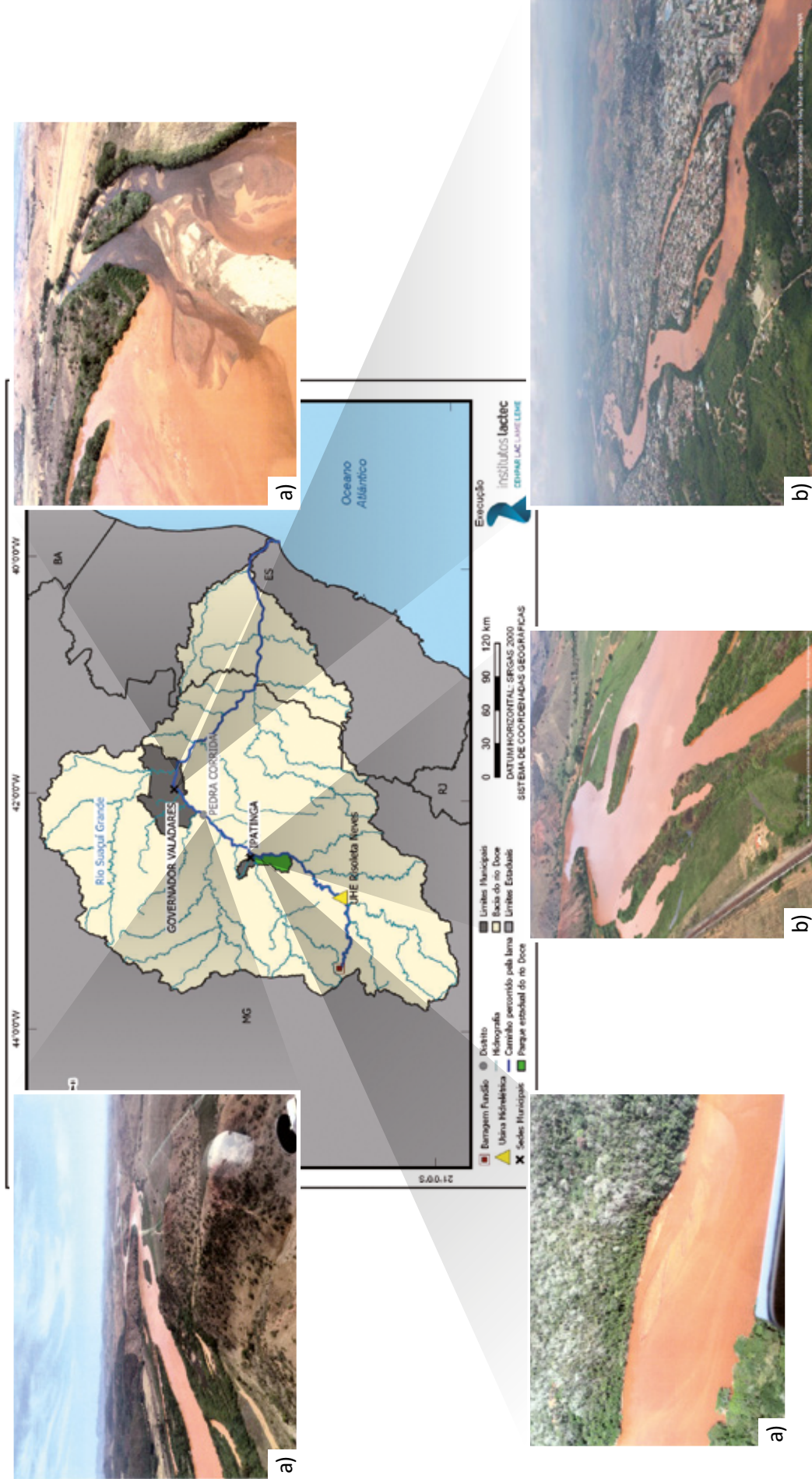
O trecho danificado a jusante da UHE Risoleta Neves não ficou marcada de modo expressivo a ponto de ser identificado por imagens de satélite. Assim, diferentemente do método adotado para o Compartimento 1, outra abordagem foi utilizada para a determinação da APDL nos Compartimentos 2 e 3. A abordagem resultou na combinação da mancha de inundação máxima gerada pelo modelo hidrodinâmico HEC-RAS e de detecção de presença de água, delimitadas a partir de imagens dos satélites Landsat 8, Sentinel 1 e Sentinel 2. Para ambas análises foram consideradas tanto a cheia proveniente do rompimento em novembro de 2015, como as cheias que ocorreram em janeiro de 2016. Nesse último período, os níveis de água foram maiores que aqueles encontrados no evento de 2015 em vários locais do rio Doce e ainda havia uma quantia considerável de rejeitos misturada nas águas do rio Doce que poderiam afetar novas áreas não danificadas, sendo, portanto, incluídas na APDL.

O modelo HEC-RAS foi utilizado para realizar simulações hidrodinâmicas no eixo principal do rio Doce, sendo que toda a metodologia e resultados obtidos desta modelagem constam detalhadamente explicados no Documento Suplementar “Simulação hidrodinâmica das cheias no rio Doce”. O modelo passou por uma etapa de ajuste e depois foi validado comparando os resultados simulados com dados observados medidos em campo e a performance do modelo foi avaliada com diferentes métricas. Os resultados mostraram que o BIAS das vazões simuladas variou entre 1% e 43% nas estações fluviométricas avaliadas. O RMSE dos níveis foi em média 0,34 m, o que é consistente com resultados de estudos prévios de simulação hidrodinâmicas em trechos de rios. Observou-se também que as curvas-chave apresentaram comportamento semelhante, estando os resultados condizentes com os apresentados no Capítulo 3.

As imagens de satélite mostraram que a montante da UHE Risoleta Neves muitas encostas e planícies de inundação foram atingidas pela lama. As fotografias registradas pelos sobrevoos da área de estudo mostraram que, a jusante da UHE Risoleta Neves, a maior parte da onda de lama ficou concentrada dentro da própria calha do rio. A Figura 81 apresenta fotos de trechos de rios localizados entre o Parque Estadual do Rio Doce e a confluência do rio Suaçuí Grande e o rio Doce, a jusante do município de Governados Valadares.

1 Novos dados foram disponibilizados aos Institutos Lactec quando do fechamento deste relatório, não sendo possível incluí-los nesta entrega. Assim, a APDL será alvo de modificações à medida que novos dados estejam disponíveis.

Figura 81 – Localização e fotos de trechos de rios localizados entre o Parque Estadual do Rio Doce e a confluência do rio Suaçuá Grande e o rio Doce, a jusante do município de Governador Valadares.

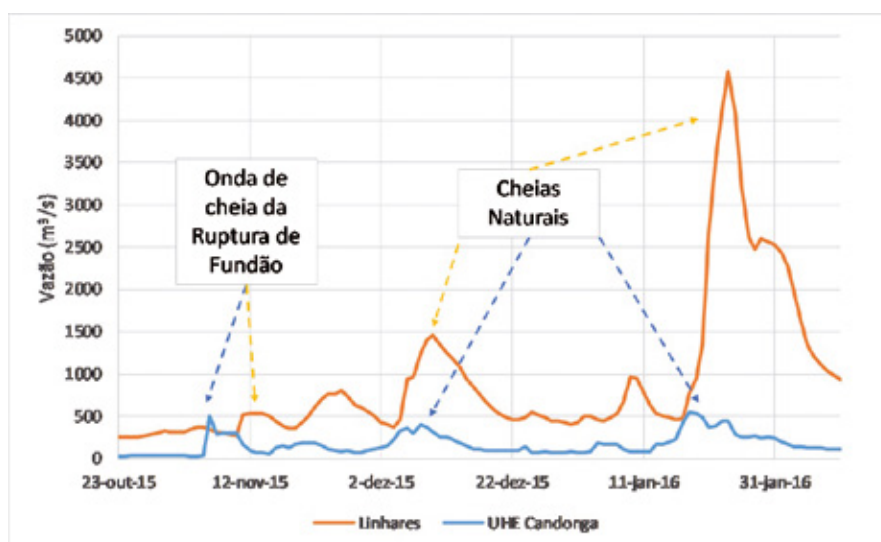


Crédito: (a) ANA, 2016a; (b) ANA, 2016b.

Conforme o monitoramento de vazões na UHE Risoleta Neves, e a simulação da propagação da onda de cheia ao longo do rio Doce (Figura 82), verifica-se que a onda de cheia oriunda da ruptura da barragem de Fundão possui pico de cerca de 500 m³/s no trecho imediatamente a jusante da barragem da UHE Risoleta Neves, que é semelhante ao ocorrido em cheias naturais nos meses subsequentes. Nos trechos a jusante, se aproximando da cidade de Linhares, a vazão máxima da onda de ruptura também possui cerca de 500 m³/s, mas as cheias naturais de dezembro de 2015 e janeiro de 2016 foram muito maiores.

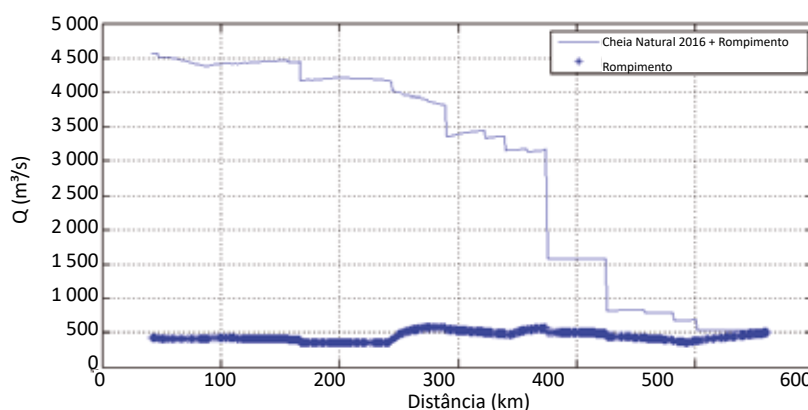
Conforme o perfil de vazões máximas ao longo do rio Doce (Figura 83), a vazão máxima da onda gerada pela ruptura da barragem de Fundão fica em 500 m³/s, enquanto que a vazão oriunda da cheia de 2016 chega a 4500 m³/s em Linhares, ou seja, 9 vezes maior.

Figura 82 – Hidrogramas no rio Doce na UHE Risoleta Neves e em Linhares durante o evento de propagação da onda de cheia oriunda do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e de cheias naturais.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

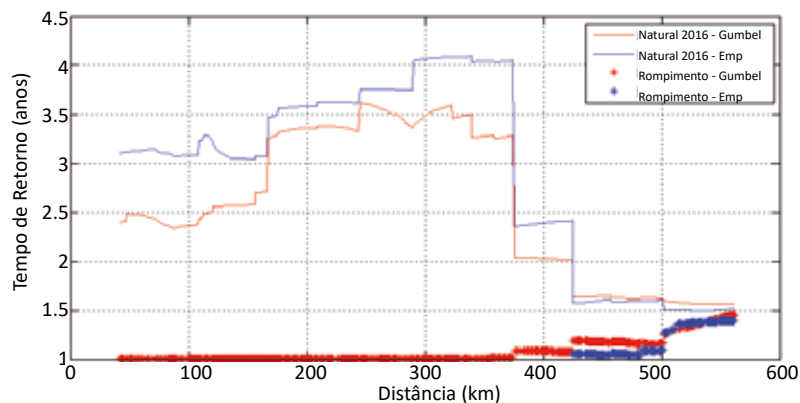
Figura 83 – Vazão máxima ao longo do rio Doce (eixo x mostra distância até a foz) para a onda de cheia gerada pela ruptura da barragem de Fundão e para a onda de cheia natural de janeiro de 2016.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Conforme a Figura 84, a onda gerada pela ruptura possui uma vazão máxima equivalente a uma cheia de 1,5 anos de período de retorno próximo a UHE Risoleta Neves e de 1 ano ao longo do rio Doce. A onda de cheia ocorrida em janeiro de 2016 possui tempo de retorno de 2,5 a 4 anos ao longo do trecho a jusante do rio Doce. Estes resultados demonstram claramente que a onda de cheia gerada pela ruptura da barragem de Fundão foi de baixa magnitude ao longo do rio Doce, se comparada com cheias naturais.

Figura 84 – Tempos de retorno das vazões máximas ao longo do rio Doce (eixo x mostra distância até a foz) para a onda de cheia gerada pela ruptura da barragem de Fundão e para a onda de cheia natural de Janeiro de 2016.



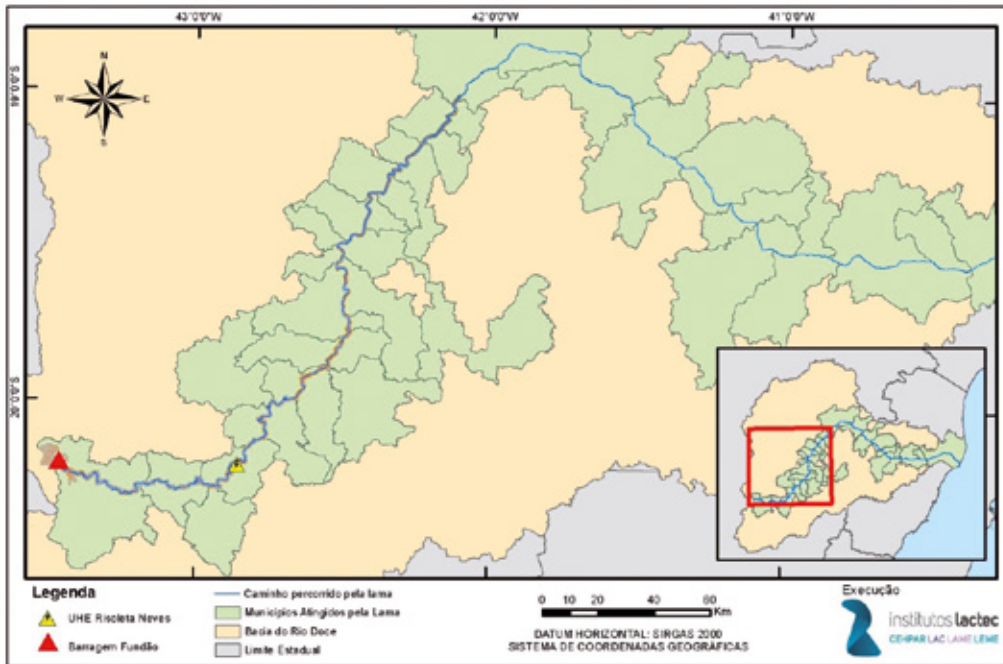
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

A modelagem hidrodinâmica realizada aponta que a cheia ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão foi relativamente pequena no trecho à jusante da UHE Risoleta Neves até a UHE Baguari, com transbordamento em algumas planícies de inundação. No restante do trecho até a foz do rio Doce, os níveis foram relativamente baixos e não houve extravasamento na calha do rio Doce.

Assim a APDL no Compartimento 2 foi elaborada de duas maneiras diferentes. No trecho situado entre a UHE Risoleta Neves e a UHE Baguari, aqui denominado Compartimento 2-A, o polígono da APDL gerado por meio de simulações hidrodinâmicas, passou também por um processo de refinamento. Para tanto, foram utilizadas as curvas de nível com equidistância vertical de 1 m (um metro), referentes ao período pós-desastre e disponibilizadas pela Fundação Renova. O polígono gerado de forma automática, foi comparado com as curvas de nível e onde houve necessidade, a APDL foi ajustada manualmente. A Figura 85 mostra o trecho compreendido pelas curvas de nível e nas Figura 86 e Figura 87 são apresentados exemplos, onde a APDL sofreu ajustes, com base na altimetria.

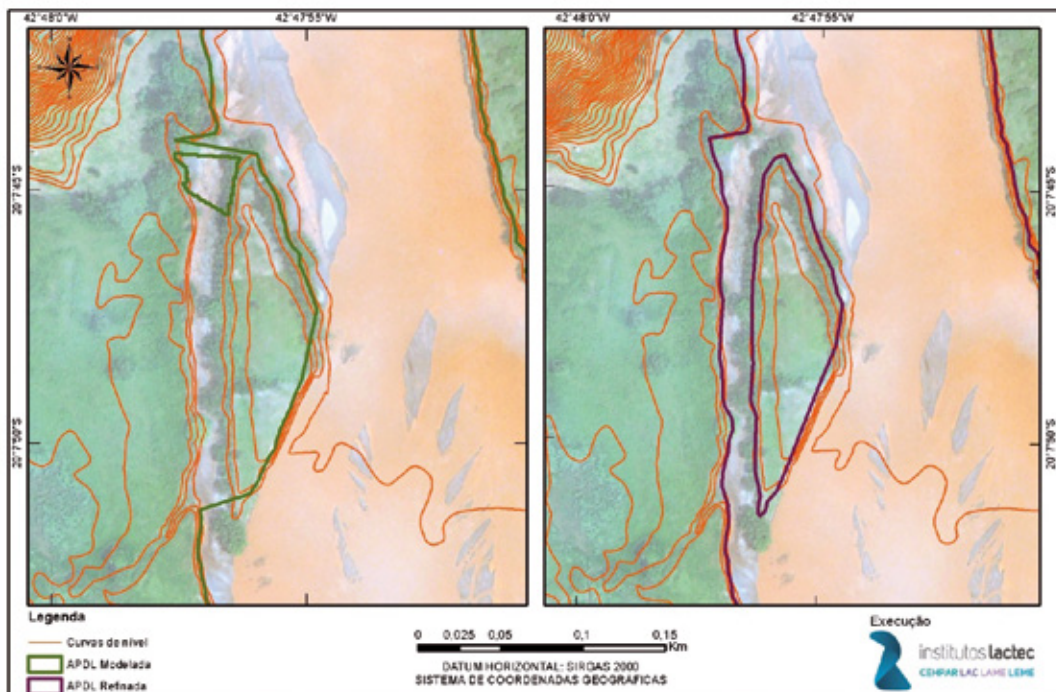
No restante do Compartimento 2, situado entre a UHE Baguari e a UHE Mascarenhas, aqui denominado Compartimento 2-B e no Compartimento 3, que compreende o trecho entre a UHE Mascarenhas e a foz do rio Doce, no Estado do Espírito Santo, não houve refinamento da APDL pela falta de dados altimétricos.

Figura 85 – Área de abrangência das curvas de nível.



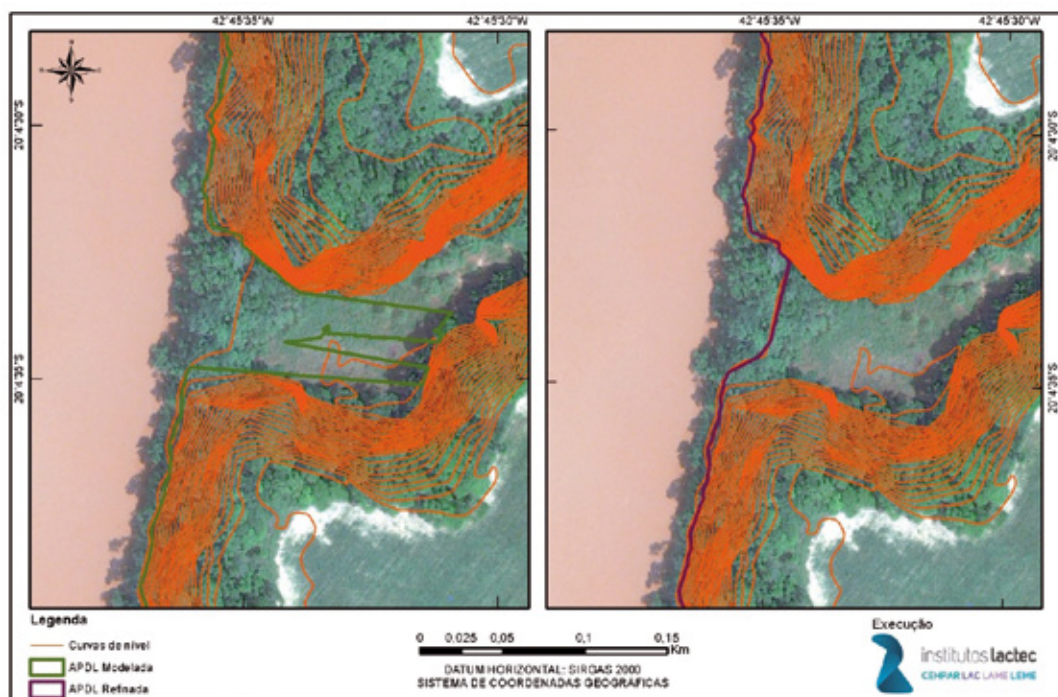
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 86 – Comparação entre trecho da APDL oriunda de modelo computacional e após o refinamento manual feito com base na altimetria.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 87 – Comparação entre trecho da APDL oriunda de modelo computacional e após o refinamento manual feito com base na altimetria (exemplo 2).



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

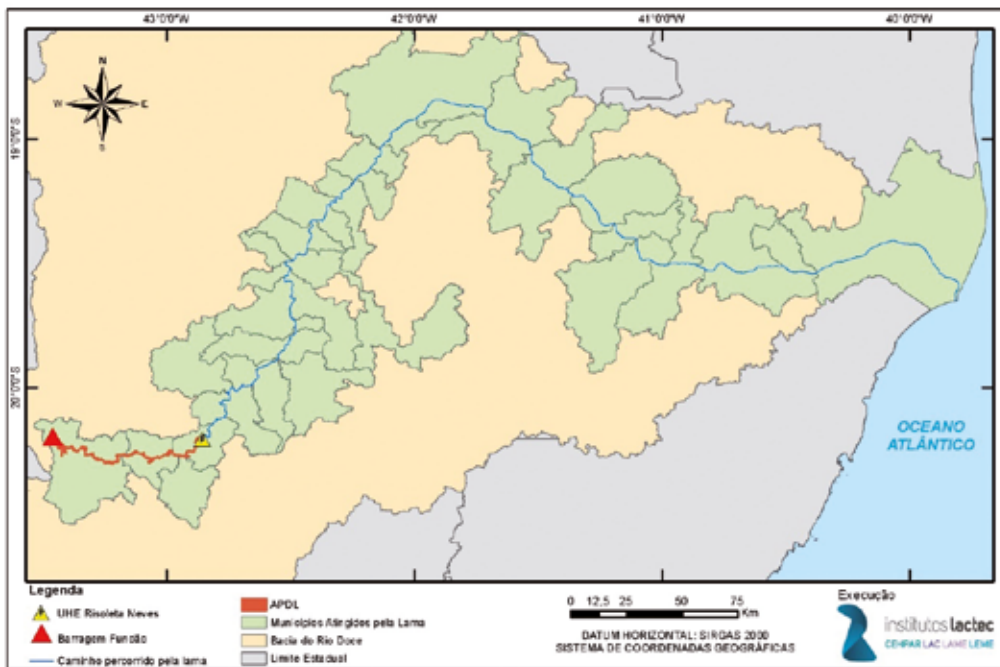
6.3.2 RESULTADOS

Os resultados obtidos para a APDL são apresentados separadamente para o Compartimento 1 e para os Compartimentos 2 e 3, incluindo área e uso e ocupação do solo afetados.

6.3.2.1 APDL no Compartimento 1

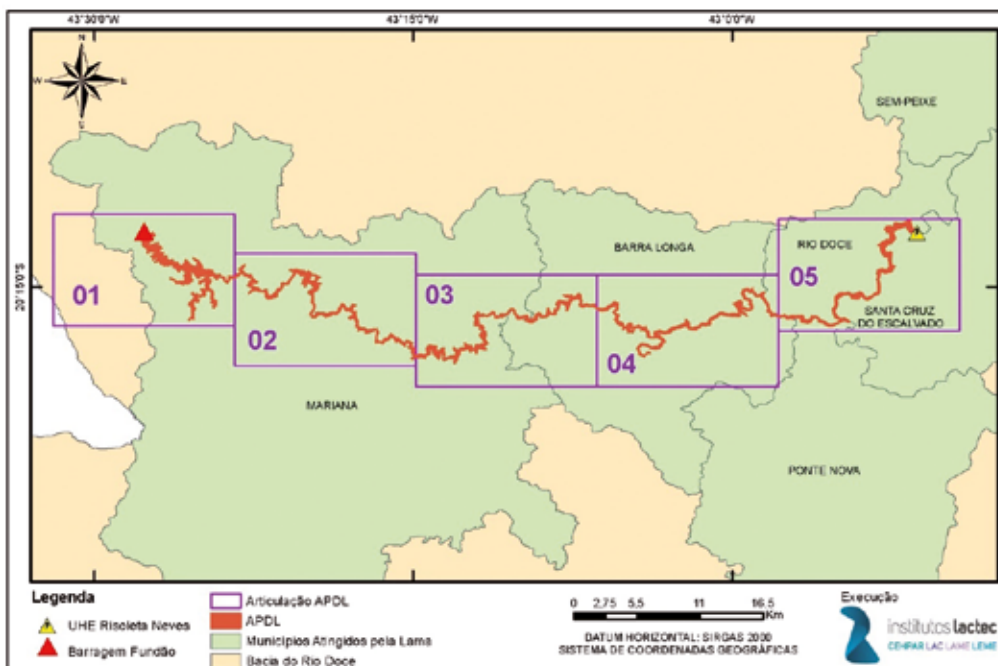
A APDL no Compartimento 1 corresponde a 2.380,76 ha e envolve o trecho desde a barragem de Fundão, no município de Mariana, até a UHE Risoleta Neves (Candonga), no município de Rio Doce, conforme pode-se observar na Figura 88. Para melhor visualização, são apresentados mais detalhes nas Figura 89 à Figura 94.

Figura 88 – Área de passagem e deposição da lama – APDL no Compartimento 1.



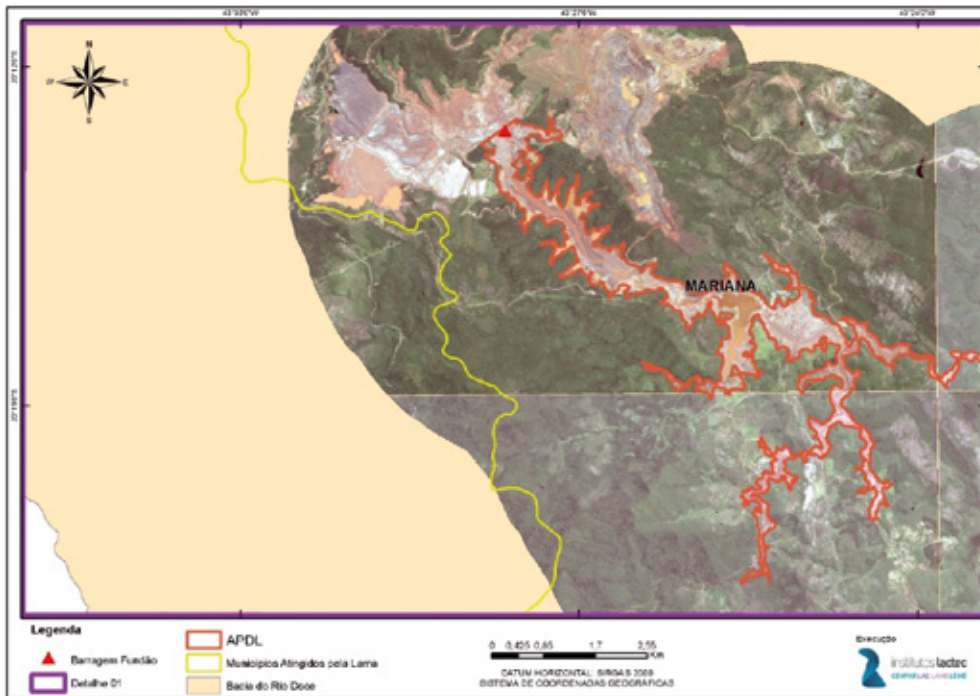
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 89 – Articulação do detalhamento da APDL no Compartimento 1.



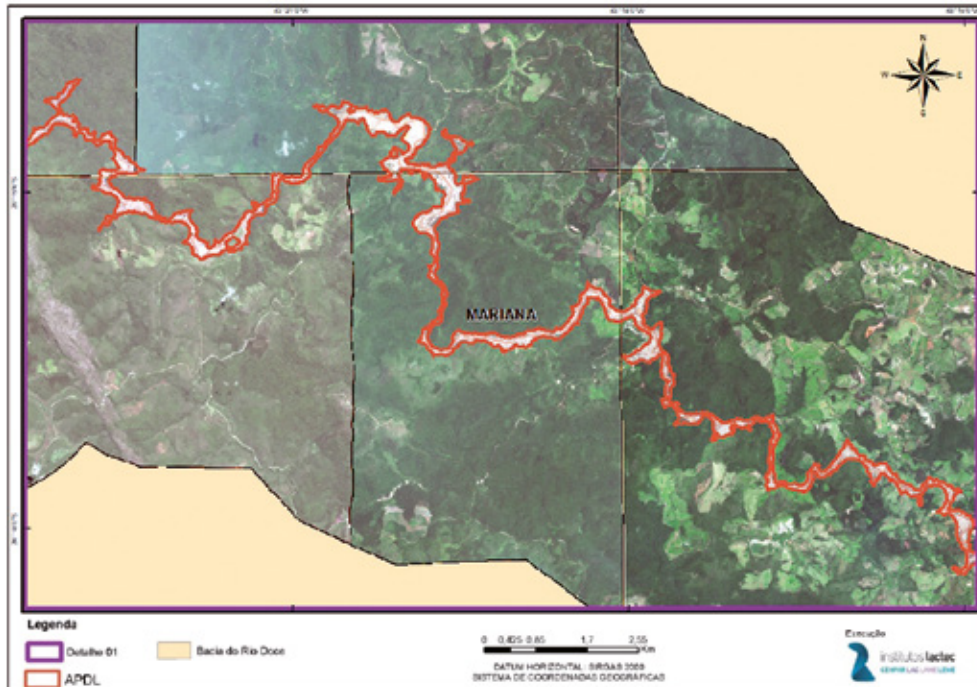
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 90 – Detalhe 1 – APDL no Compartimento 1.



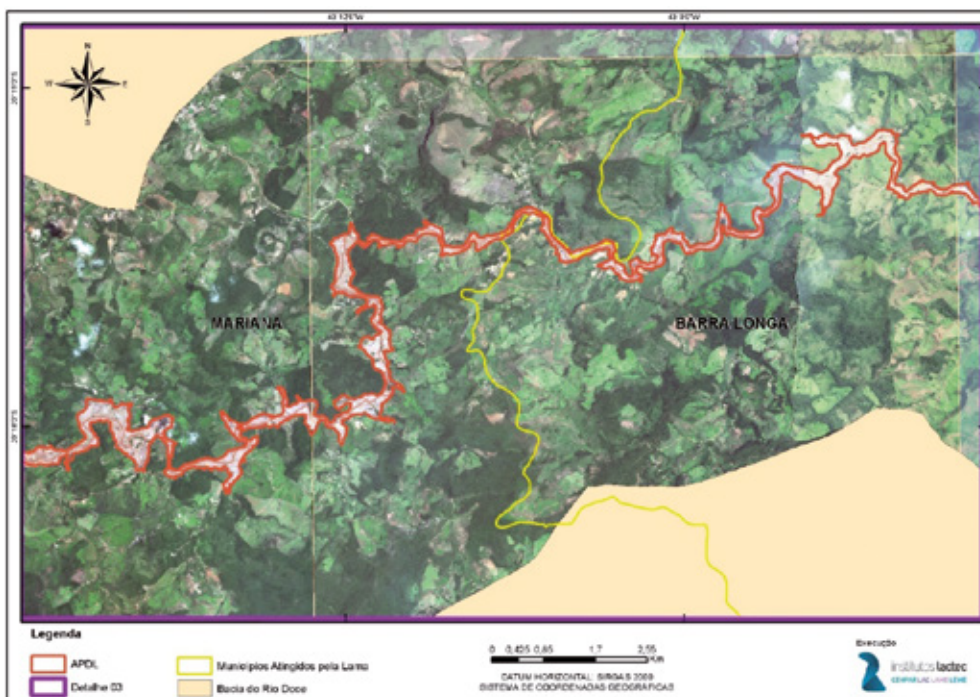
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 91 – Detalhe 2 – APDL no Compartimento 1.



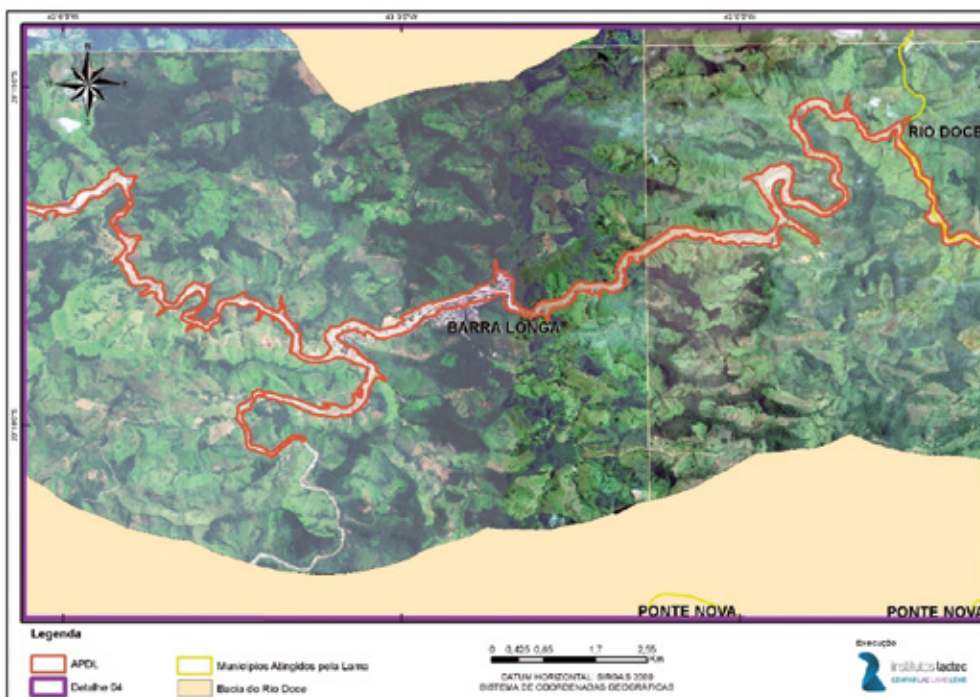
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 92 – Detalhe 3 – APDL no Compartimento 1.



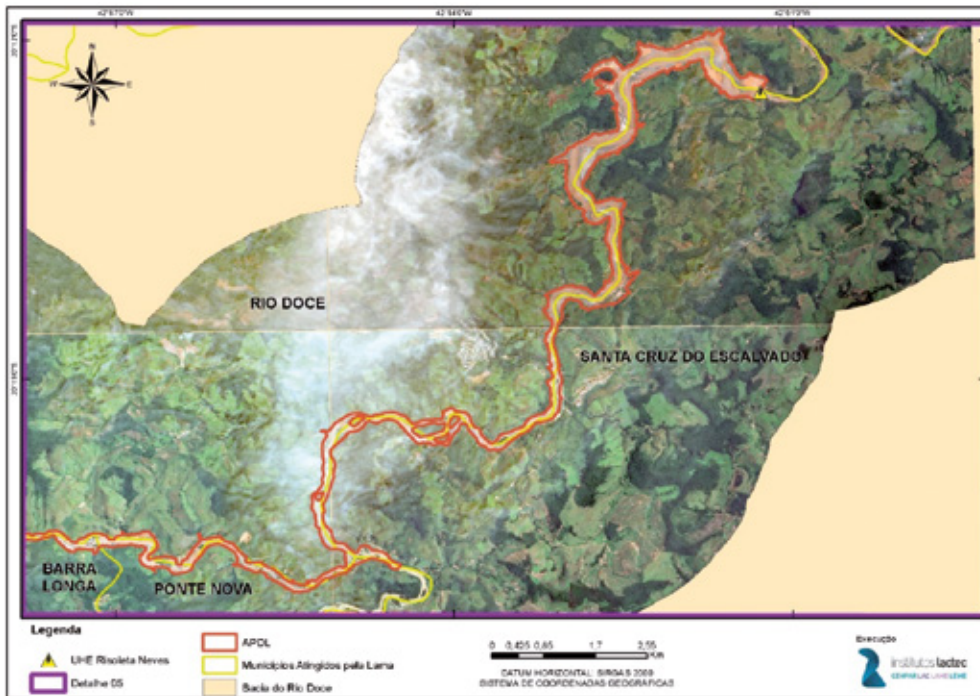
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 93 – Detalhe 4 – APDL no Compartimento 1.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

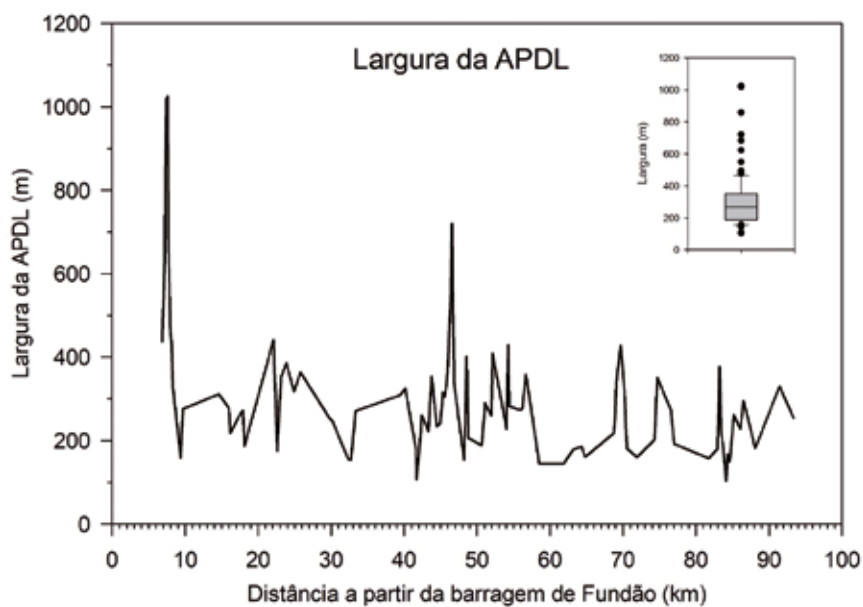
Figura 94 – Detalhe 5 – APDL no Compartimento 1.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

A largura média da APDL ficou em torno de 250 metros, sendo que a maior largura encontrada foi na região de Bento Rodrigues, com pouco mais de 1000 metros de extensão (Figura 95). A segunda maior largura, em torno de 700 metros, está localizada na região de Paracatu de Baixo.

Figura 95 – Gráfico da largura da APDL no Compartimento 1.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Na Tabela 28, além dos valores obtidos pelos Institutos Lactec, seguem apresentados os valores referentes a outros três estudos realizados, que também tiveram como objetivo a determinação da área de passagem e deposição da lama, entre Fundão e a UHE Risoleta Neves, em virtude do rompimento da Barragem de Fundão.

Tabela 28 – Comparação entre os estudos realizados com o objetivo de determinar a área de passagem e deposição da lama - APDL.

Empresa	Área total do polígono da APDL (ha)	APDL (ha), descontando os Corpos Hídricos	Área de perda de vegetação nativa
INSTITUTOS LACTEC	2.380,76	1.678,59	859,40
IBAMA (2015)	1.656,16	1.469,16	Não informou
COPPETEC (2017)	1.839,50	1.176,60	457,60
GOLDER (2016)	2.185,00	1.644,00	Ver Figura 96.

Figura 96 – Uso do solo afetado estimado pela Golder Associates (2016).

Categoria de uso do solo	Área afetada (ha)
Área alagada/brejo	115
Área antropizada	37
Área urbana	66
Banco de areia	35
Campo Rupestre	45
Cultura de eucalipto	55
Cultura de eucalipto recém-colhida	3
Floresta	565
Floresta misturada com eucalipto	12
Lago	52
Mosaico de florestas degradadas/em regeneração/pasto sujo	20
Pastagem/cultivo	456
Reservatório	78
Rio	105
TOTAL	1.644

Fonte: Golder Associates (2016).

As diferenças observadas na Tabela 28 se devem as metodologias e escalas de mapeamento utilizadas por cada empresa, conforme os relatórios abaixo:

- COPPETEC FUNDAÇÃO – Relatório Técnico número COPPE-20275 - Avaliação dos impactos da ruptura da Barragem de rejeitos de Fundão em Mariana nove meses após o desastre. Capítulo 5 - Avaliação dos Danos Ambientais Decorrentes do Rompimento das Barragens ao Longo da Bacia do Rio Doce e Zona Costeira Adjacente – Biodiversidade;
- IBAMA – Nota Técnica 02001.002155/2015-91 CSR/IBAMA, disponível no Laudo Técnico Preliminar - Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais;
- Golder Associates – Relatório Técnico número RT-023_159-515-2282_00-J - Avaliação dos impactos no meio físico resultantes do rompimento da Barragem de Fundão.

Além dos valores apresentados na Tabela 28, existem estudos similares elaborados pelo Consórcio: INPE, Arcplan e Fundação SOS Mata Atlântica e pela SEMAD/IEF, no entanto não foi obtido acesso a estes relatórios.

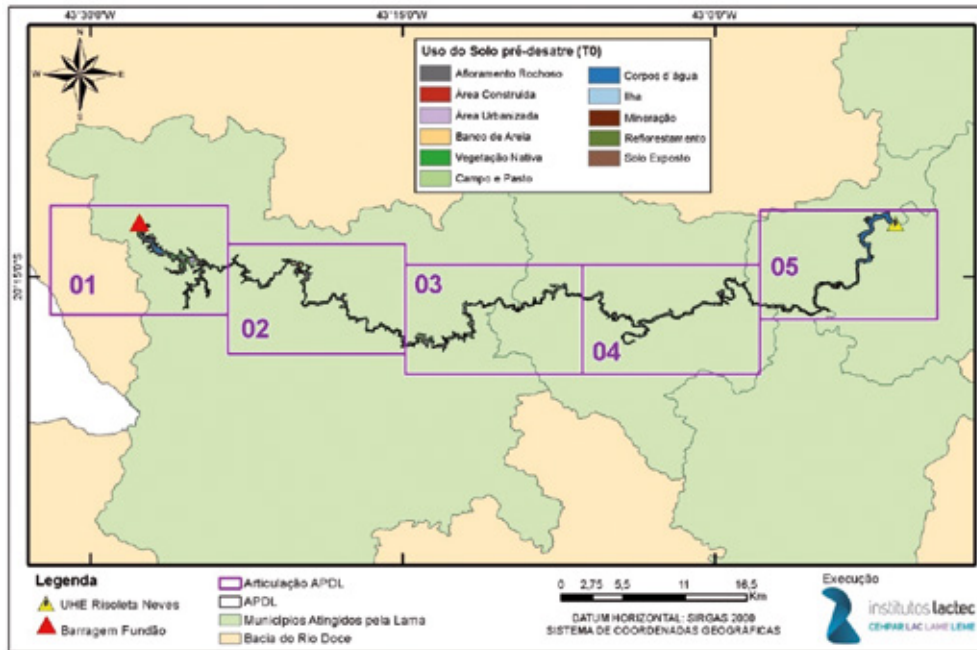
A partir dos dados do mapeamento de uso e ocupação do solo do período pré-desastre (T0) elaborado pelo Lactec, e do polígono da APDL, foi realizado o geoprocessamento dessas informações a fim de quantificar as áreas por classes afetadas pela APDL.

Na Tabela 29 seguem apresentadas as classes atingidas pela APDL no Compartimento 1 com suas respectivas áreas calculadas. A Figura 97, bem como os detalhes das Figura 98 a Figura 102 mostram o resultado da análise geoespacial entre o polígono da APDL e o mapeamento de uso e ocupação do solo.

Tabela 29 – Classes de uso e ocupação do solo afetadas pela APDL no Compartimento 1.

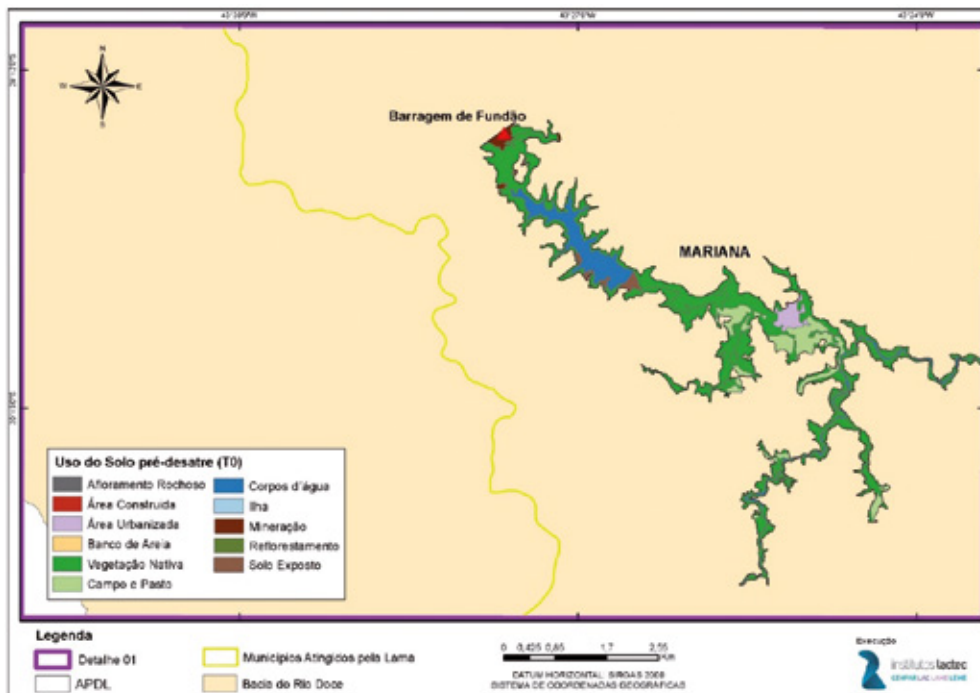
Classe afetada pela APDL	Área (ha)	% da área afetada pela APDL
Afloramento Rochoso	16,52	0,69
Área Construída	3,24	0,14
Área Urbanizada	34,91	1,47
Banco de Areia	35,82	1,50
Pastagem	686,82	28,85
Corpos d'água	702,17	29,49
Ilha	7,97	0,33
Vegetação nativa	859,40	36,10
Mineração	9,38	0,39
Silvicultura	13,71	0,58
Solo Exposto	10,82	0,45
TOTAL	2.380,76	100,00

Figura 97 – Área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.



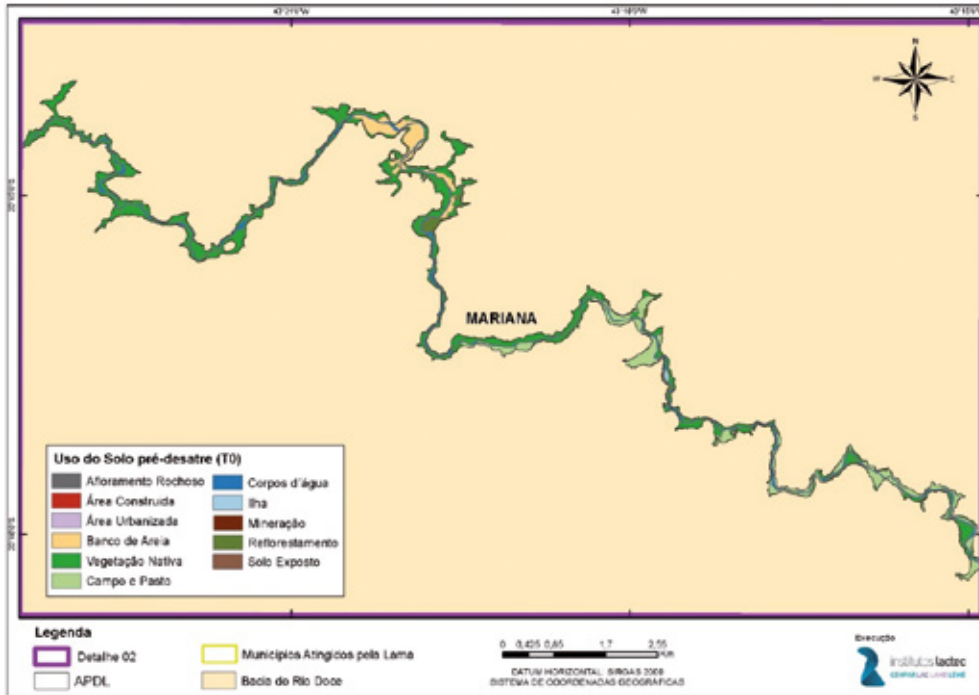
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 98 – Detalhe 01- área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.



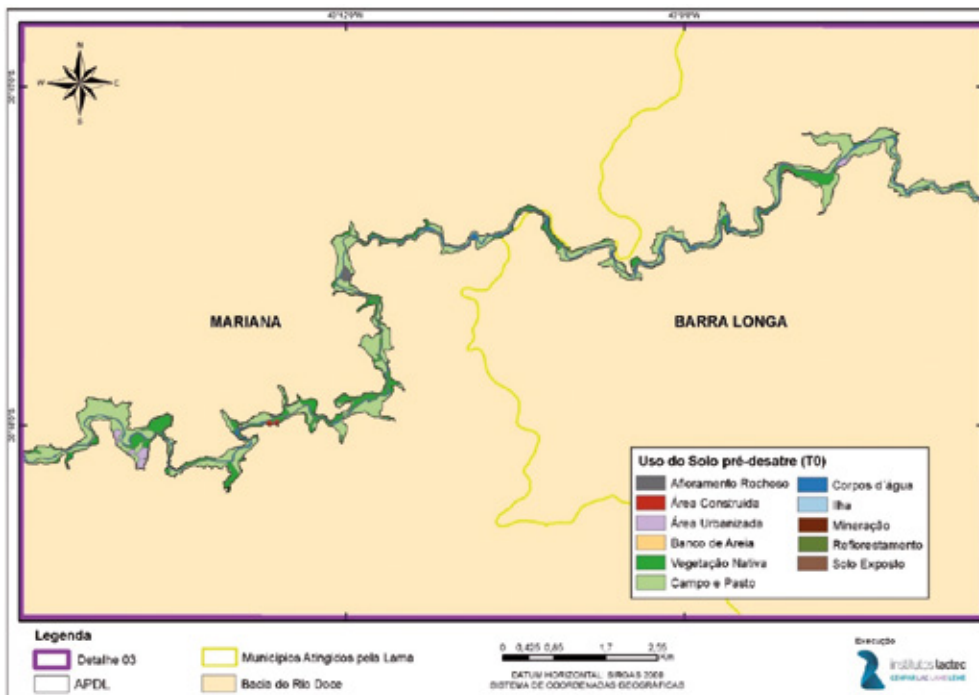
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 99 – Detalhe 02- área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.



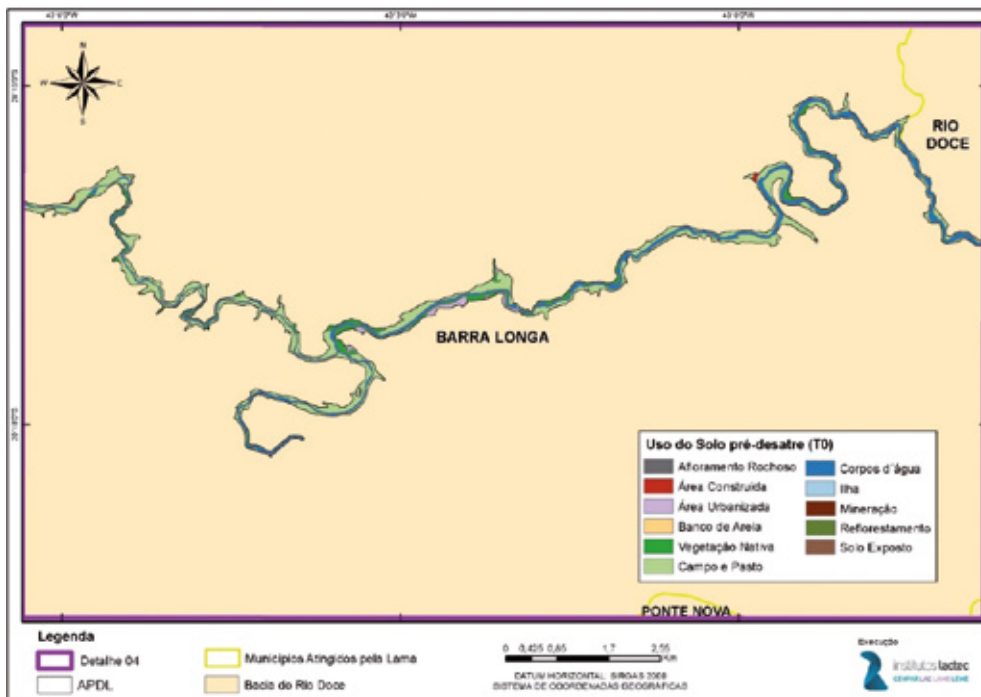
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 100 – Detalhe 03- área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.



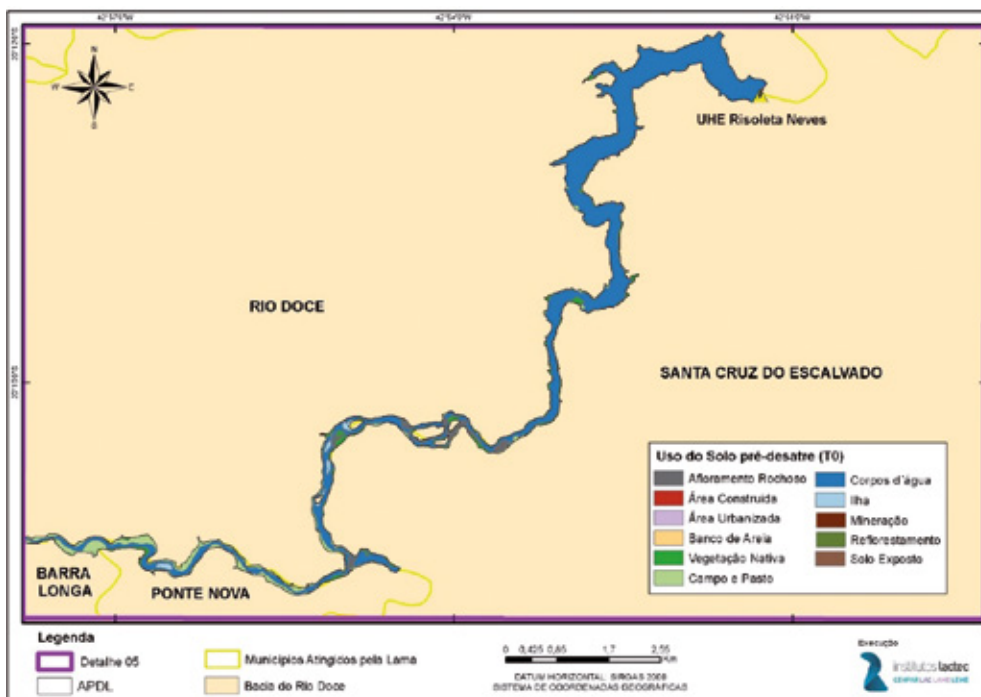
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 101 – Detalhe 04- área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 102 – Detalhe 05- área atingida pela APDL e uso e ocupação do solo afetados no Compartimento 1.

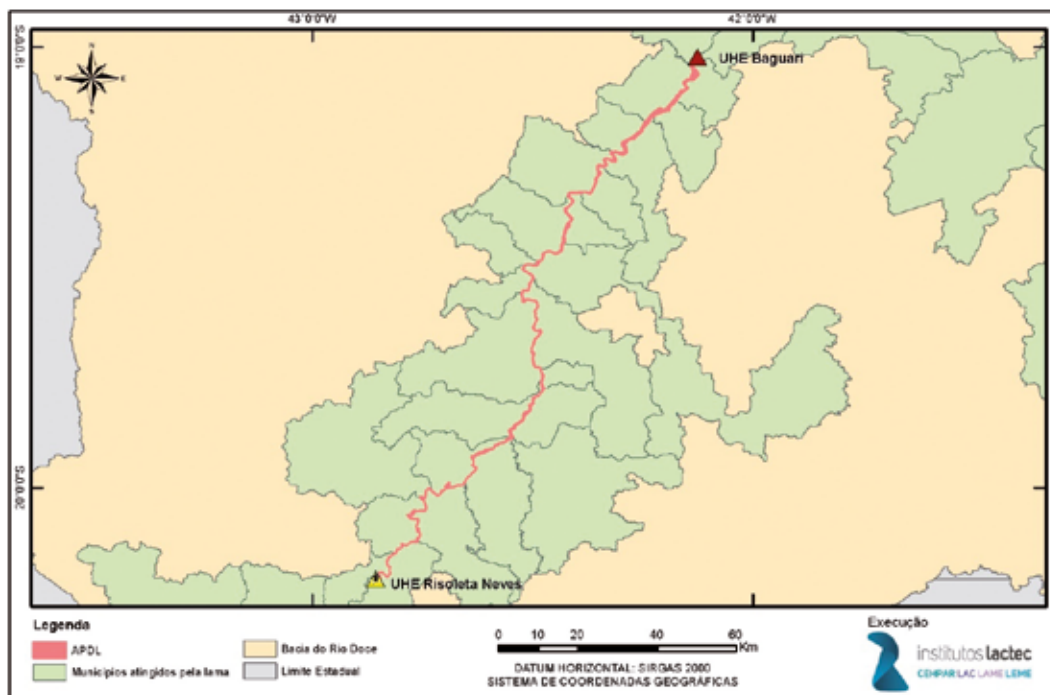


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

6.3.2.2 APDL nos Compartimentos 2 e 3

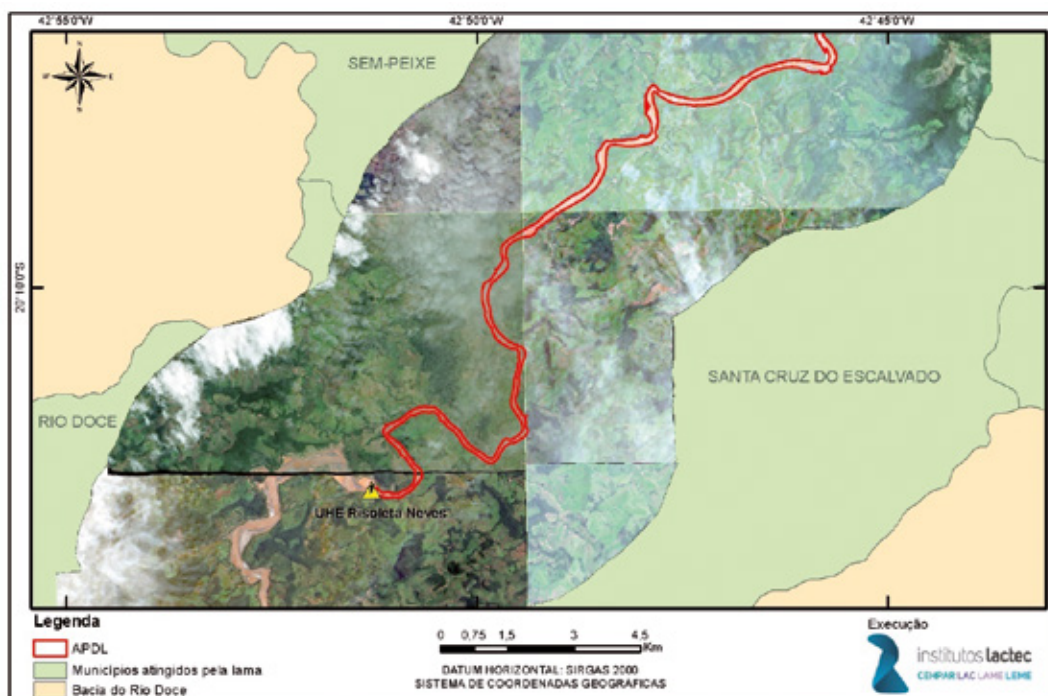
A APDL no Compartimento 2-A, corresponde a 6.084,97 ha e pode ser observada na Figura 103. Para melhor visualização, nas Figura 104 e Figura 105 são apresentados detalhes de partes do trecho e nas Figura 106 e Figura 107 constam exemplos de algumas planícies de inundação onde houve o extravasamento da calha do rio. Vale ressaltar mais uma vez que, para a determinação da APDL foram consideradas tanto a cheia proveniente do rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015, como as cheias que ocorreram em janeiro de 2016.

Figura 103 – APDL entre a UHE Risoleta Neves e a UHE Baguari



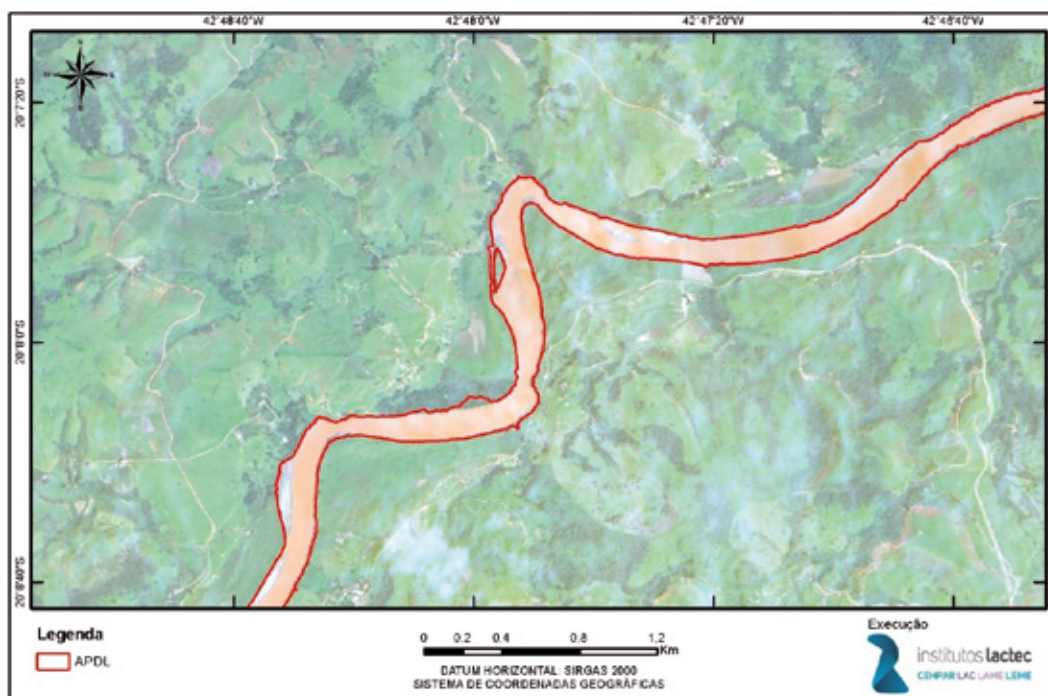
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 104 – Mapeamento da extensão da APDL ao longo do rio Doce imediatamente a jusante da UHE Risoleta Neves pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (nov/2015) e/ou cheia natural (jan/2016).



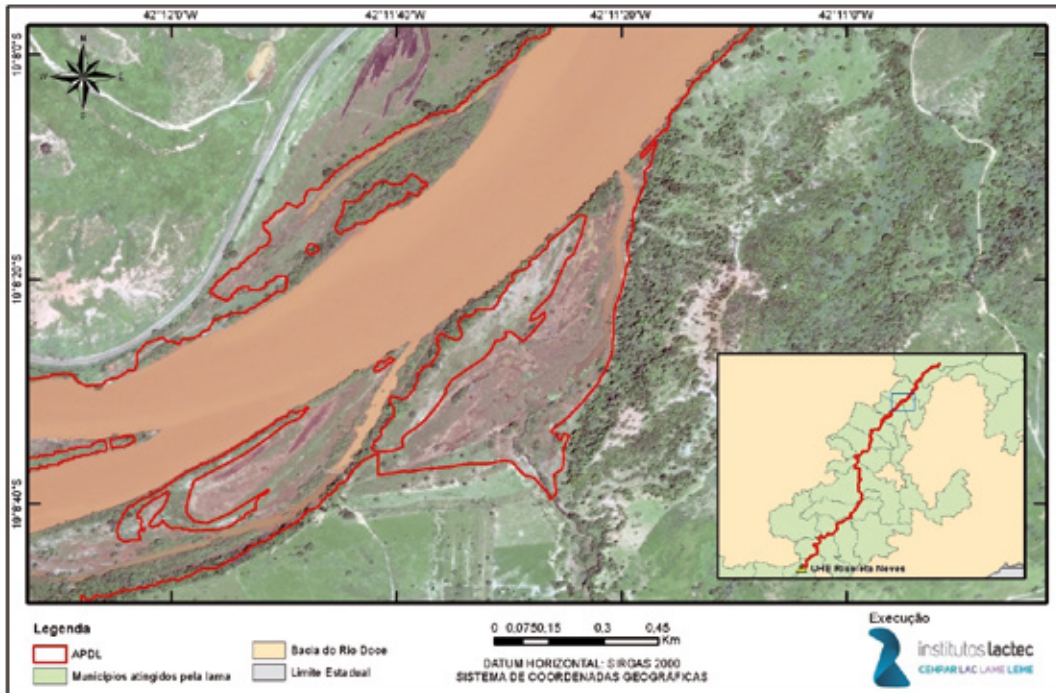
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 105 – Mapeamento da extensão da APDL ao longo do rio Doce, entre a UHE Risoleta Neves e o Parque Estadual do Rio Doce, pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e/ou cheia natural (janeiro de 2016).



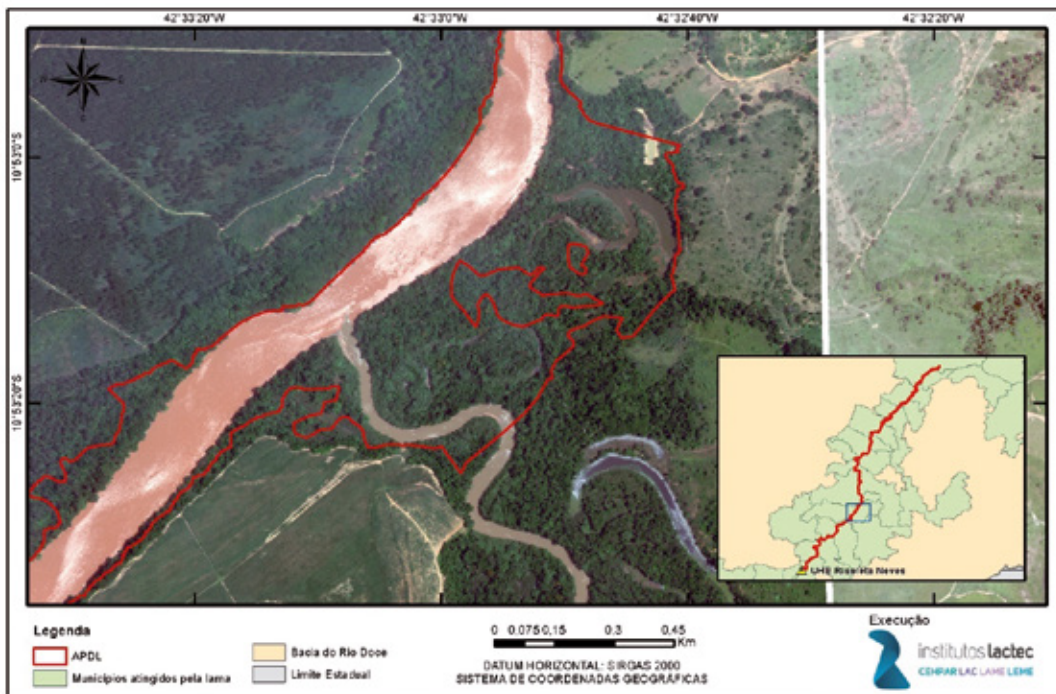
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 106 – Trecho da APDL em planície de inundação no Compartimento 2-A.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

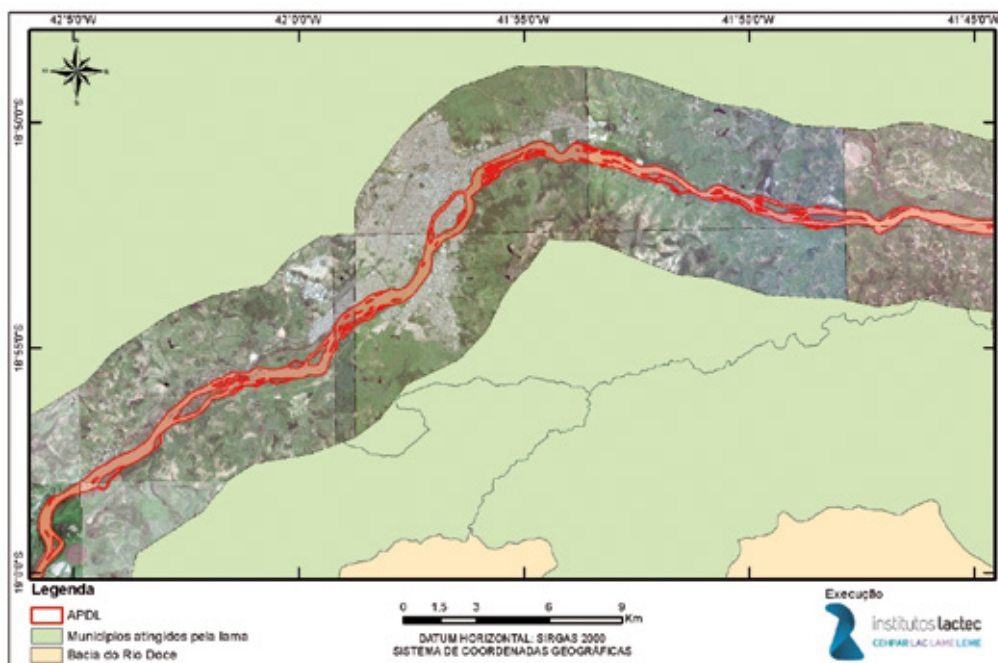
Figura 107 – Outro trecho da APDL em planície de inundação no Compartimento 2-A.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

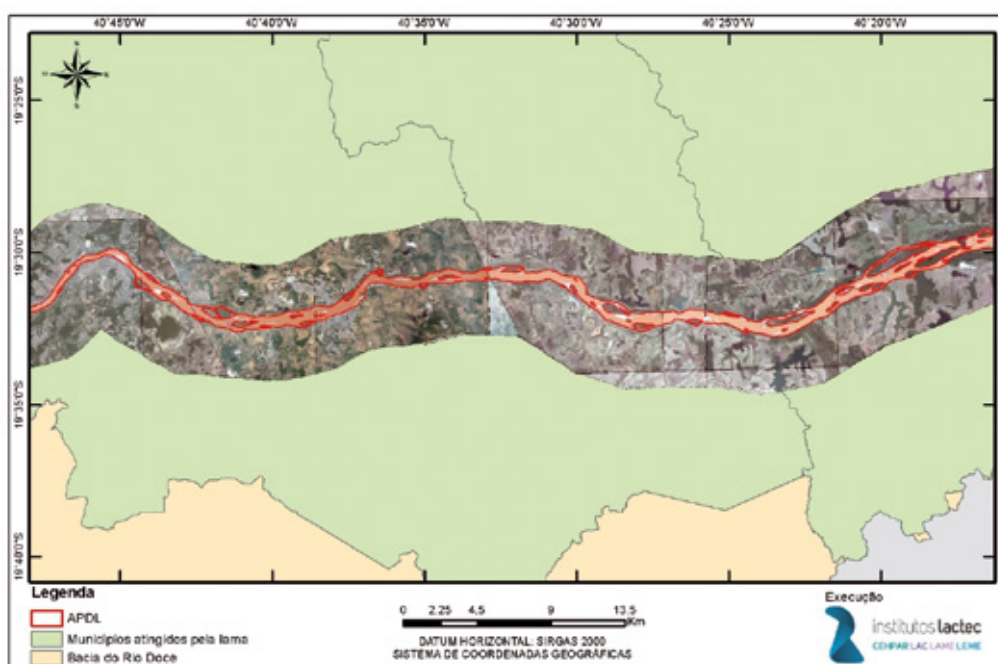
Como mencionado na metodologia, no restante do Compartimento 2 e no Compartimento 3 não houve refinamento da APDL pela falta de dados altimétricos. Alguns trechos da APDL a jusante da UHE Baguari foram selecionados e são apresentados nas Figura 108 a Figura 110. Observa-se que a APDL se limita a calha principal do rio Doce.

Figura 108 – Mapeamento da APDL ao longo do rio Doce em Governador Valadares pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e/ou cheia natural (janeiro de 2016).



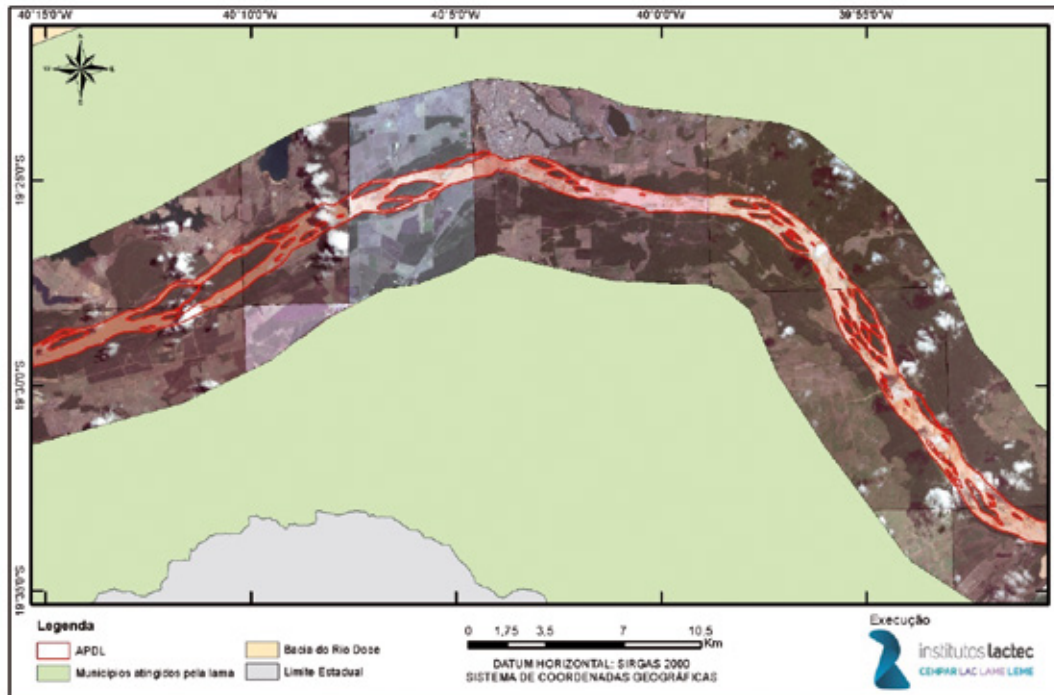
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 109 – Mapeamento da APDL ao longo do rio Doce em Colatina pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e/ou cheia natural (janeiro de 2016).



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 110 – Mapeamento da APDL ao longo do rio Doce em Linhares pela onda de cheia do rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015) e/ou cheia natural (janeiro de 2016).

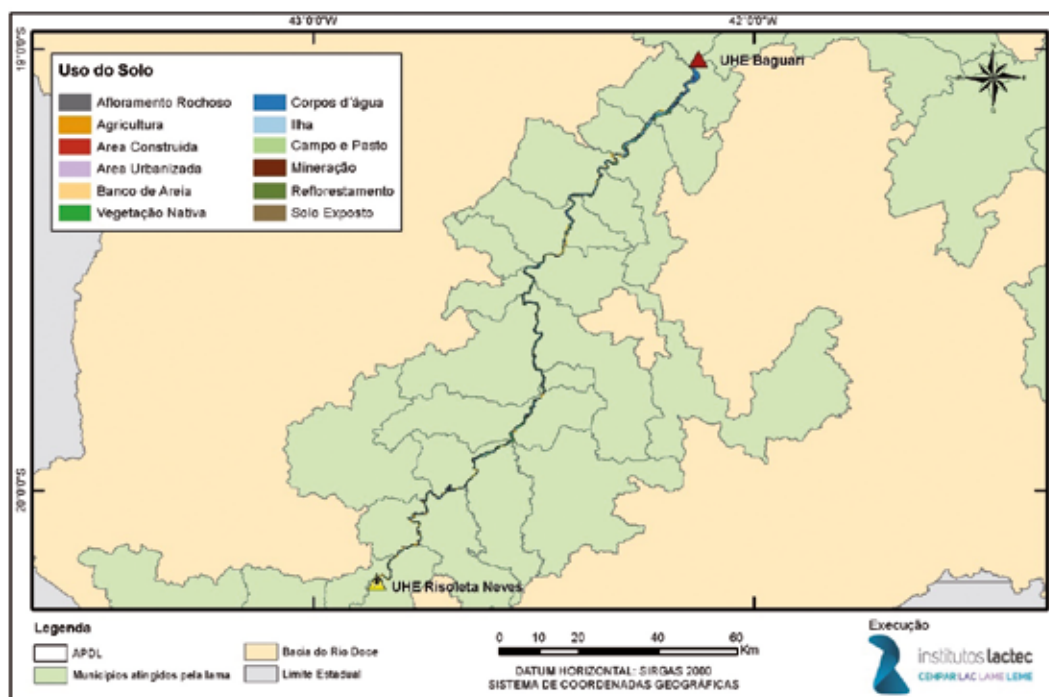


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Por meio do mapeamento de uso e ocupação do solo relativo ao período pré-desastre (T0) elaborado pelo Lactec e do polígono da APDL refinado, foram realizadas operações computacionais, com a finalidade de determinar as áreas afetadas pela área de passagem e deposição da lama.

Na Figura 111 pode ser observada a APDL relativa ao trecho entre à jusante da UHE Risoleta Neves e a UHE Baguari (Compartimento 2-A) e na Tabela 30, são apresentadas as classes de uso do solo atingidas pela APDL com as respectivas áreas calculadas.

Figura 111 – Área atingida pela APDL no Compartimento 2-A e uso e ocupação do solo afetados.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Tabela 30 – Classes de uso e ocupação do solo afetadas pela APDL no Compartimento 2A.

Classe afetada pela APDL	Área (ha)	% da área afetada pela APDL
Afloramento Rochoso	0,86	0,01
Agricultura	129,79	2,13
Área Construída	1,87	0,03
Área Urbanizada	0,20	0,00
Banco de Areia	317,73	5,22
Pastagem	225,00	3,70
Corpos d'água	4.378,33	71,95
Ilha	173,34	2,85
Vegetação nativa	836,84	13,75
Mineração	0,13	0,00
Silvicultura	18,33	0,30
Solo Exposto	2,55	0,04
TOTAL	6.084,97	100,00

Para os Compartimentos 2B e 3, trecho compreendido entre a UHE Baguari e a foz do rio Doce, pelo fato de não ter registro² de extravasamento da calha do rio Doce, as áreas afetadas se restringem aos próprios corpos d'água e as ilhas, que totalizam aproximadamente 19.616,61 ha.

² Novos dados foram disponibilizados aos Institutos Lactec quando do fechamento deste relatório, não sendo possível incluí-los nesta entrega. Assim, a APDL será alvo de modificações à medida que novos dados estejam disponíveis.

6.3.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No trecho entre Fundão e a UHE Risoleta Neves a APDL é de 2.380,76 ha, incluindo os rios afetados e a área adjacente fora da calha. Desta área, 36% era recoberta por vegetação nativa, 29% por corpos d'água e outros 28% eram utilizados para campo e pasto.

Em função dos dados altimétricos estarem disponíveis apenas até a UHE Baguari só foi possível, até este momento, fazer a determinação das áreas afetadas neste trecho, totalizando 6.084,61 ha. Desta área, 72% são corpos hídricos e 13% são de vegetação nativa.

Somando todas as áreas, incluindo a área da calha do rio Doce entre a UHE Baguari e a foz do rio Doce, tem-se que a APDL recobre uma área total de 28.082,34 ha.

6.4 VOLUME DE DEPOSIÇÃO DE REJEITOS

Conforme cálculos apresentados no Relatório Pós-desastre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018a), o rompimento da barragem de Fundão liberou imediatamente 33,0 hm³ de rejeitos. Ainda, em função do carreamento devido à incidência das chuvas sobre os rejeitos remanescentes na barragem, de forma gradual até a construção das obras de contenção, mais 11,4 hm³ foram liberados ao meio ao longo de 3 meses. Ao todo o volume defluente de Fundão estimado é de 44,1 ± 0,3 hm³.

Neste capítulo descreve-se os procedimentos, métodos e técnicas adotadas durante a execução do cálculo da estimativa do volume de rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão e depositado nos corpos d'água, nas planícies de inundação e nas encostas. Os volumes foram estimados dentro e fora da calha dos corpos d'água afetados, até a foz do rio Doce.

6.4.1 MATERIAIS E MÉTODOS

Para o cálculo de volume foram adotadas diferentes técnicas que estão detalhadas a seguir.

6.4.1.1 Materiais

Como insumos para o cálculo da estimativa do volume de rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão e depositado nas planícies de inundação e encostas, no trecho referente à jusante da Barragem de Fundão e a Barragem de Santarém, foram utilizados dados referentes à topografia do pré e pós-desastre e dados de levantamento batimétrico. Em relação ao relevo para o período pré-desastre, os dados foram coletados por drone em 27/10/2015 e disponibilizados pelo Comitê de Especialistas para Análise da Ruptura da Barragem de Rejeitos de Fundão (CGSH, 2016). Estes dados, correspondem ao último levantamento disponível antes do rompimento, segundo o CGSH (2016). Para representação da topografia do pós-desastre foram utilizados dados de duas datas e metodologias distintas. O primeiro deles refere-se a data de 12/11/2015 e foi obtido logo após a ocorrência do rompimento por meio de levantamento com drone e disponibilizado pelo CGSH. O segundo dado é relativo ao mapeamento digital a laser obtido em voo realizado no dia 02/02/2016. A batimetria do reservatório da barragem de Santarém, refere-se ao período pré-desastre e foi executada em junho/2015. Estes materiais foram disponibilizados pela Fundação Renova e seguem descritos abaixo:

- Arquivo no formato DWG (BFND+BGER+BSAN_ANTERIOR_AO_ROMPIMENTO_(15x11x18)_R00.DWG), contendo as curvas de nível com equidistância de 1m x 1m, obtidas em 27/10/2015 por meio de veículo aéreo não tripulado (VANT) e com Datum Córrego Alegre;
- Arquivo no formato DWG (BFND+BGER+BSAN_PÓS_ROMPIMENTO_(15x11x18)_R00 (3).DWG), contendo as curvas de nível com equidistância de 1m x 1m, obtidas em 12/11/2015 por meio de veículo aéreo não tripulado (VANT) e com Datum Córrego Alegre;
- Arquivo no formato DWG (G002300-K-100003_R-00.dwg), contendo os perfis do levantamento batimétrico executado na barragem de Santarém em junho/2015 e com Datum Córrego Alegre.

Para o trecho relativo à jusante da barragem de Santarém até a UHE Risoleta Neves, foram utilizadas as espessuras de rejeito oriundas das sondagens a trado realizadas no período entre os meses de abril a julho de 2018, bem como dados do mapeamento de uso e ocupação do solo, ambos elaborados pelo Lactec e descritos abaixo:

- Mapeamento de uso e ocupação do solo, na escala 1:20.000 relativo ao período pós-desastre, elaborado pelo Lactec;
- Sondagens a trado realizadas pelo Lactec entre os meses de abril a julho de 2018.

A área de passagem e deposição da lama – APDL, relativa ao Compartimento 1, foi elaborada pelo Lactec e utilizada para o todo o trecho, desde à jusante da barragem de Fundão até a UHE Risoleta Neves.

Os softwares utilizados para visualização das curvas de nível, geração dos arquivos raster dos modelos digitais de terreno (MDT), georreferenciamento das seções batimétricas, conversão para o Datum SIRGAS2000 e cálculos da estimativa do volume depositado, seguem especificados a seguir:

- Microstation: utilizado para visualização das curvas de nível e geração do arquivo texto dos modelos digitais do terreno;
- Autocad Map 3D 2019 e Sistema Posição versão 4.0.3.54: utilizado para interpolação dos valores dos perfis das seções batimétricas e georreferenciamento;
- Terra Scan: utilizado para a leitura dos arquivos texto e geração das imagens dos modelos digitais do terreno e do fundo do reservatório da barragem de Santarém;
- ArcMap 10.6: utilizado para conversão de arquivos para o Datum SIRGAS2000 e cálculo da estimativa do volume;
- Algoritmo desenvolvido pelo Lactec para aplicação do método de interpolação.

6.4.1.2 Métodos

A estimativa do volume de rejeitos depositado no reservatório da barragem de Santarém e nas planícies de inundação e encostas, no trecho relativo à jusante da Barragem de Fundão até a barragem de Santarém, teve uma metodologia diferente da utilizada para o trecho entre à jusante da barragem de Santarém e a UHE Risoleta Neves (Candongá). No primeiro trecho (Fundão à Santarém), utilizou-se dados de topografia e batimetria disponibilizados pela Fundação Renova. Para o segundo trecho

(Santarém à UHE Risoleta Neves), foram utilizados dados oriundos das sondagens a trado executadas pelo Lactec.

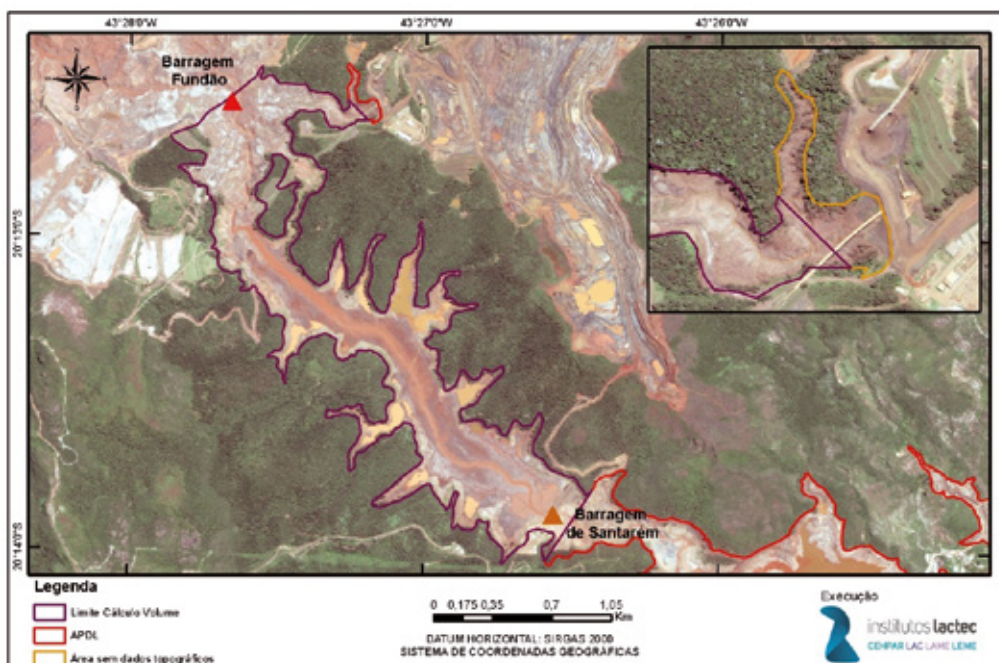
Para o cálculo do volume depositado nos corpos d'água e reservatórios, foram utilizados dados secundários e cálculos previamente realizados pelos Institutos Lactec.

6.4.1.2.1 Trecho à jusante da barragem de Fundão até barragem de Santarém

Para o cálculo da estimativa do volume de rejeito no trecho de aproximadamente 3.600 metros de extensão, referente à jusante da Barragem de Fundão até a barragem de Santarém, foram utilizados os dados de topografia relativos aos períodos pré e pós-desastre e levantamento batimétrico do período pré-desastre, ambos relacionados no item 6.4.1.1. A metodologia para conversão de datum, avaliação das curvas de nível relativas aos períodos pré e pós-desastre, bem como obtenção dos modelos digitais de terreno (MDT) utilizados, foi a mesma empregada na preparação dos dados para o cálculo do volume defluente da barragem de Fundão e está descrita no Relatório Pós-desastre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018a).

A área utilizada para o cálculo da estimativa do volume de rejeito depositado, foi a delimitação da APDL elaborada pelo Lactec (Figura 112). Cabe mencionar que, o polígono com 2,31 hectares destacado na Figura 112 não contém dados topográficos, por este motivo não foi possível calcular o volume nesta área.

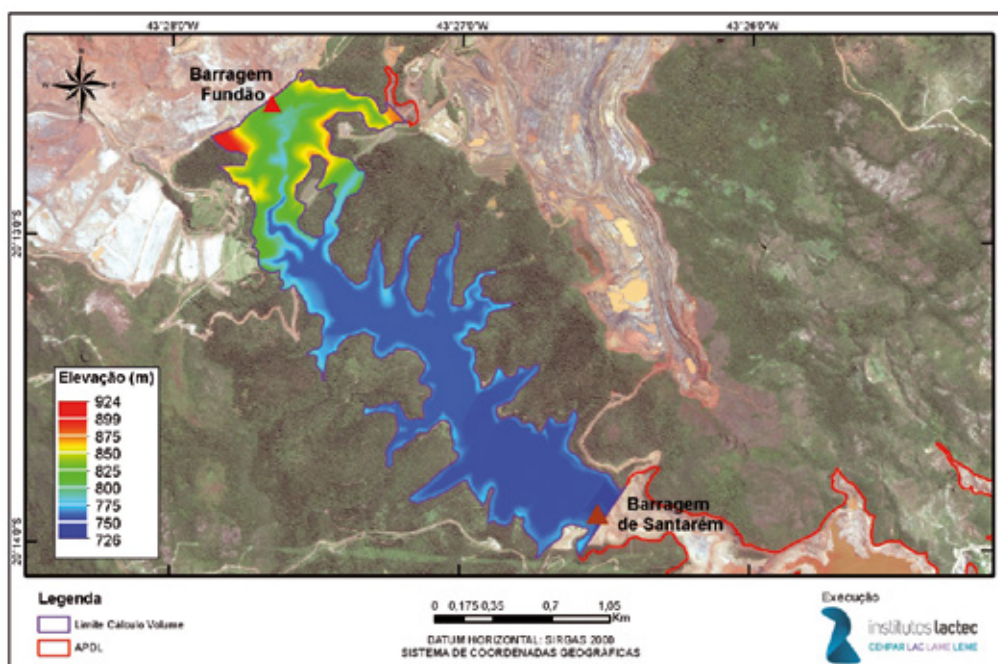
Figura 112 – Limite da área para a estimativa do volume de rejeito no trecho entre a barragem de Fundão e a barragem de Santarém.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

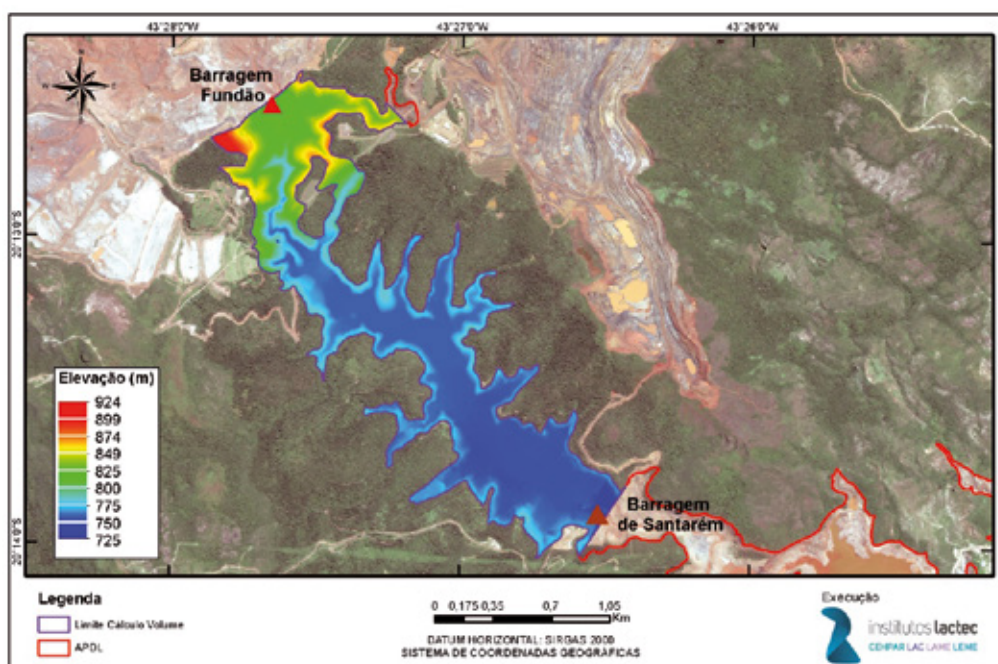
As Figura 113 e Figura 114 mostram os modelos digitais de terreno (MDT) gerados por meio de programas computacionais a partir dos arquivos das curvas de nível disponíveis e posteriormente recortados no polígono da APDL, de maneira que fosse obtido apenas a área de interesse.

Figura 113 – Modelo digital do terreno referente ao dia 27/10/2015 (pré-desastre).



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 114 – Modelo digital do terreno referente ao dia 12/11/2015 (pós-desastre).



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

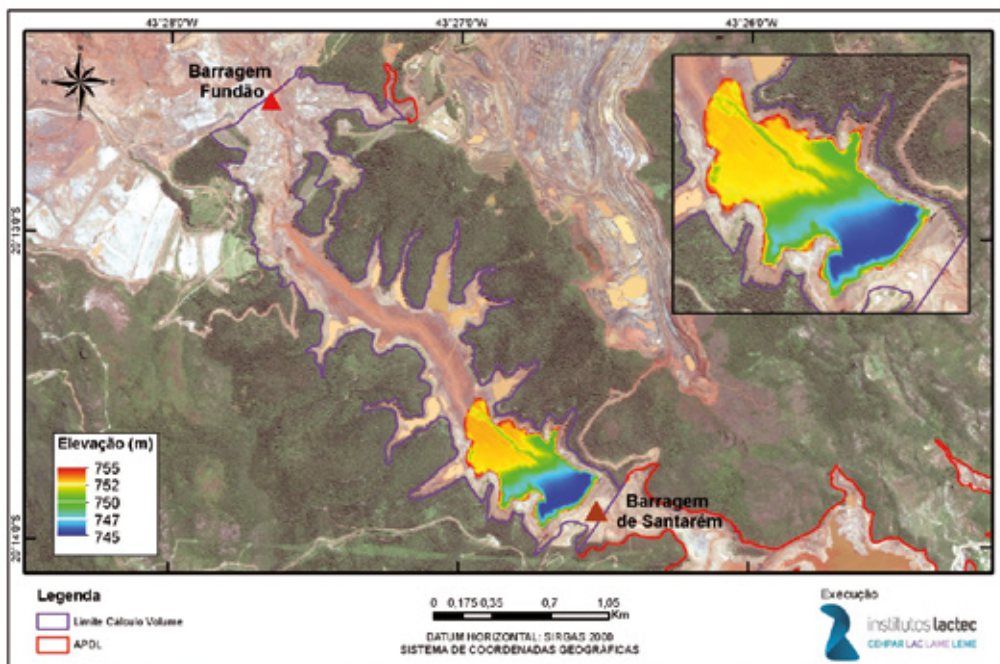
Por meio de *software* de geoprocessamento, foi feita a subtração entre os modelos digitais do terreno referentes aos dias 12/11/2015 (período pós-desastre) e 27/10/2015 (período pré-desastre). Vale ressaltar que a área relativa ao reservatório da barragem de Santarém que possui levantamento batimétrico, foi desconsiderada neste cálculo.

Reservatório da barragem de Santarém

Para estimar o volume de rejeito depositado no reservatório da barragem de Santarém foram utilizados o modelo digital do terreno referente ao dia 12/11/2015, do período pós-desastre (Figura 114) e o levantamento batimétrico referente a junho de 2015, relativo ao período pré-desastre.

Os perfis das seções batimétricas do reservatório da barragem de Santarém descritos no item 6.4.1.1, passaram por um procedimento de interpolação, a fim de se obter os valores das cotas para cada vértice. Em seguida, as seções foram georreferenciadas de modo a se obter um arquivo texto contendo as coordenadas tridimensionais XYZ ou E, N, h de cada vértice que compõe os perfis batimétricos. Por meio de programas computacionais que fazem a leitura do arquivo texto gerado, foi produzida uma superfície que representa o relevo do fundo do reservatório da barragem de Santarém, no mês de junho de 2015 (Figura 115).

Figura 115 – Batimetria do reservatório da barragem de Santarém- junho/2015 (pré-desastre).



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

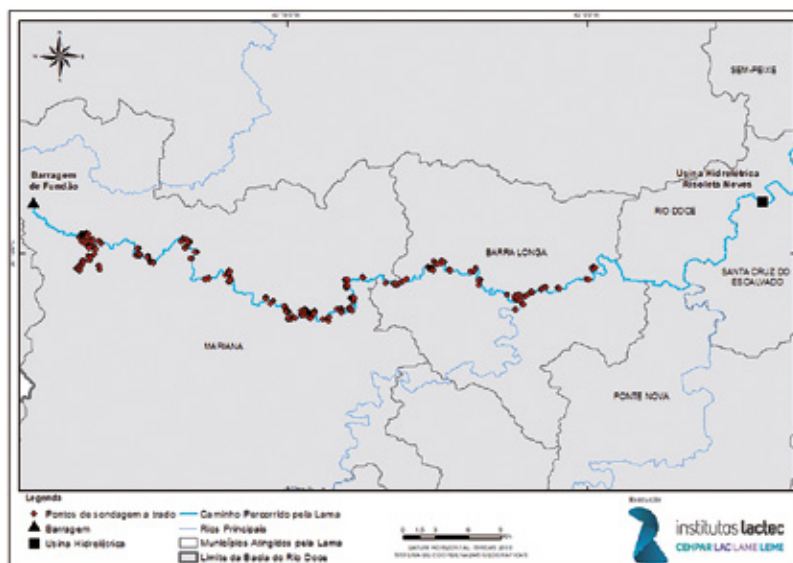
Como pode ser observado na Figura 115, os dados batimétricos disponibilizados, referem-se apenas à parte do reservatório. Deste modo, a estimativa do volume para o restante foi feita de forma proporcional à área que continha batimetria, por meio do cálculo das áreas.

6.4.1.2.2 Trecho entre a jusante da barragem de Santarém e a UHE Risoleta Neves

A estimativa do volume de rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão e depositado nas encostas e planícies de inundação no trecho entre a jusante da Barragem de Santarém e a UHE Risoleta Neves (Candongá), foi calculada com base na área do polígono da APDL e nas espessuras de rejeito de 395 sondagens a trado, provenientes de 116 seções transversais levantadas em campo pelo Lactec, nos meses entre abril e julho de 2018 e descritas detalhadamente no 2º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019e). Na Figura 116, pode-se observar a distribuição dos furos de sondagem ao longo do trecho e para melhor visualização, entre as Figura 117 e Figura 129, foram geradas ampliações.

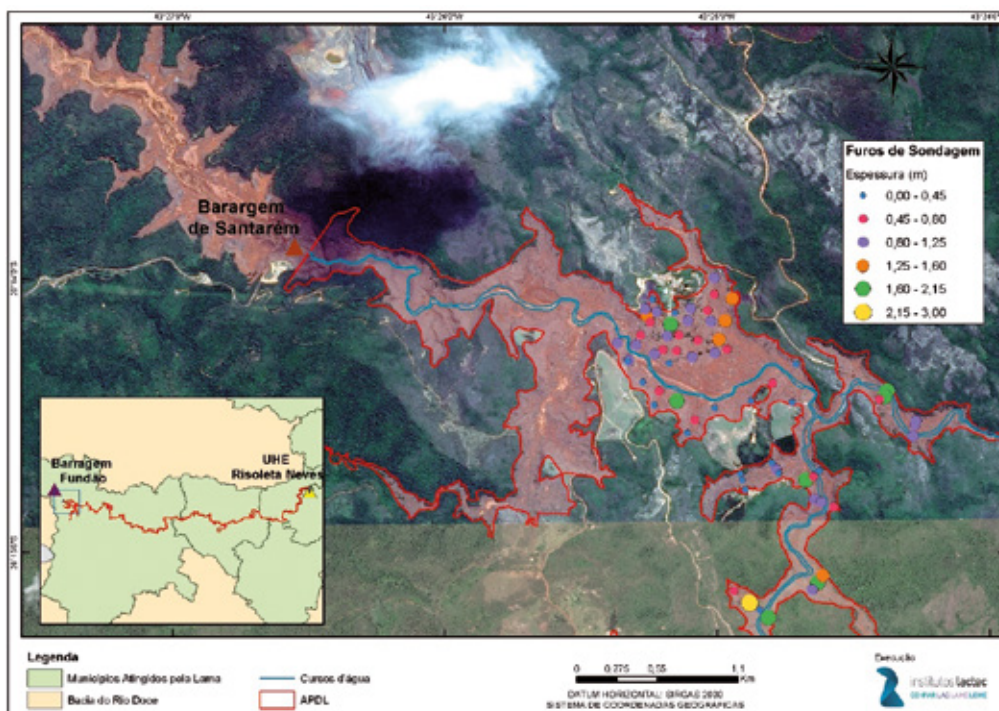
Cabe esclarecer que em um pequeno trecho (cerca de 2,5km) relativo à jusante da barragem de Santarém e o distrito de Bento Rodrigues (Figura 117), não houve levantamento de sondagens a trado, pelo fato dos diques S3 e S2, estarem alagados no período de execução dos serviços de campo (abril a julho de 2018). Neste trecho, a interpolação foi feita com base nas espessuras de rejeito oriundas da primeira seção de sondagens a trado, realizadas na região do distrito de Bento Rodrigues e valores de espessura obtidas pela subtração entre os modelos digitais do terreno referentes aos dias 12/11/2015 (período pós-desastre) e 27/10/2015 (período pré-desastre), na barragem de Santarém.

Figura 116 – Distribuição dos furos de sondagem a trado ao longo do trecho.



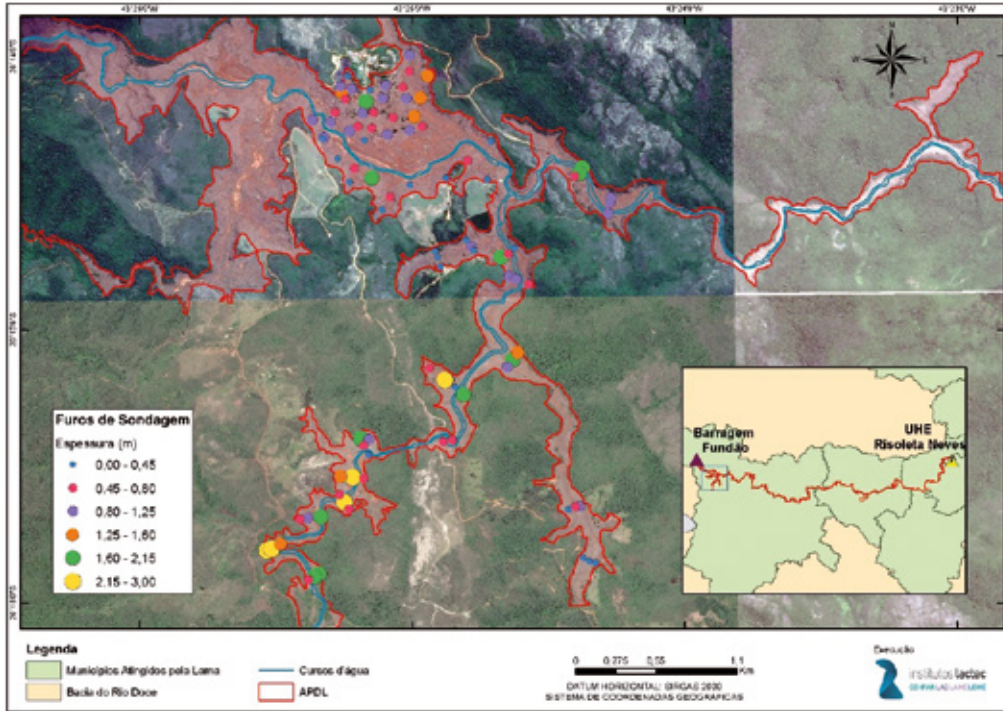
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 117 – Detalhe 1 – Sondagens a trado e APDL.



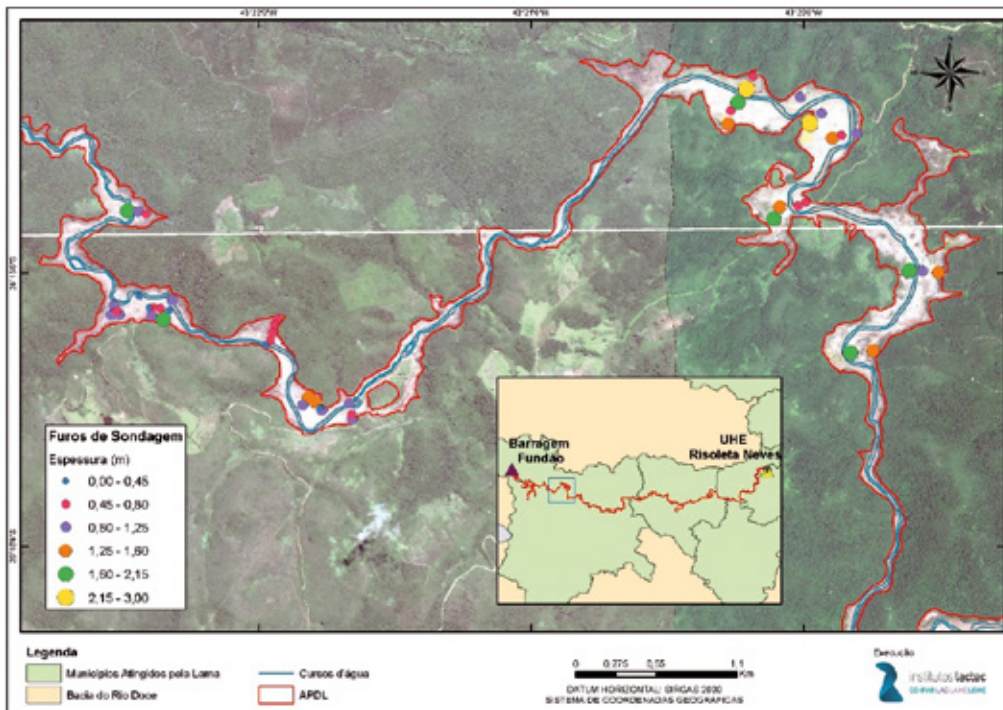
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 118 – Detalhe 2 – Sondagens a trado e APDL.



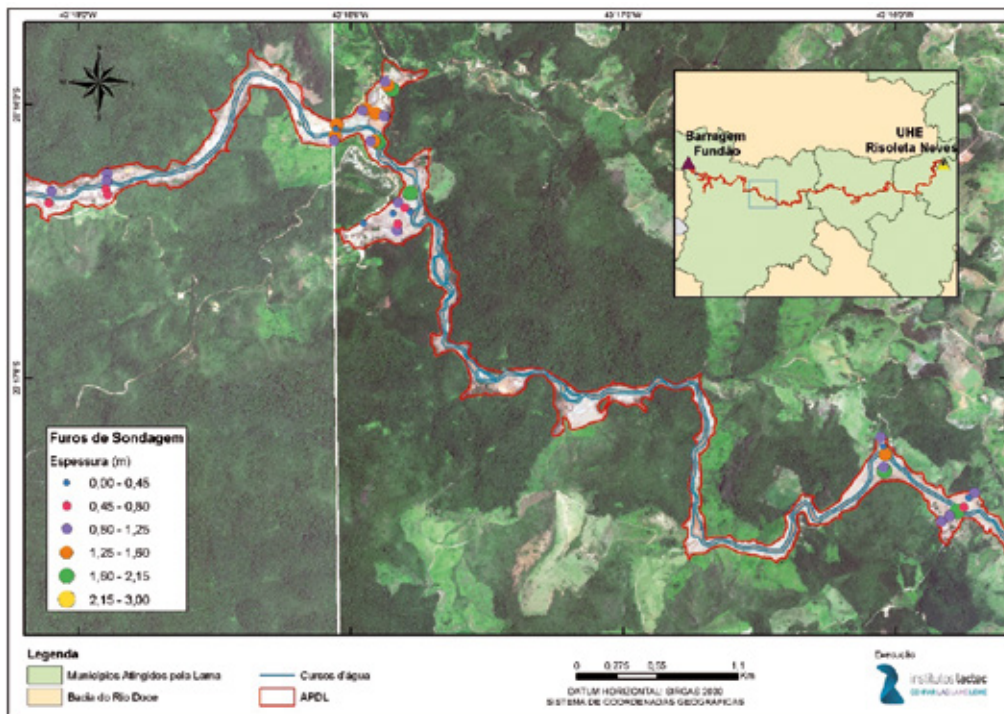
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 119 – Detalhe 3 – Sondagens a trado e APDL.



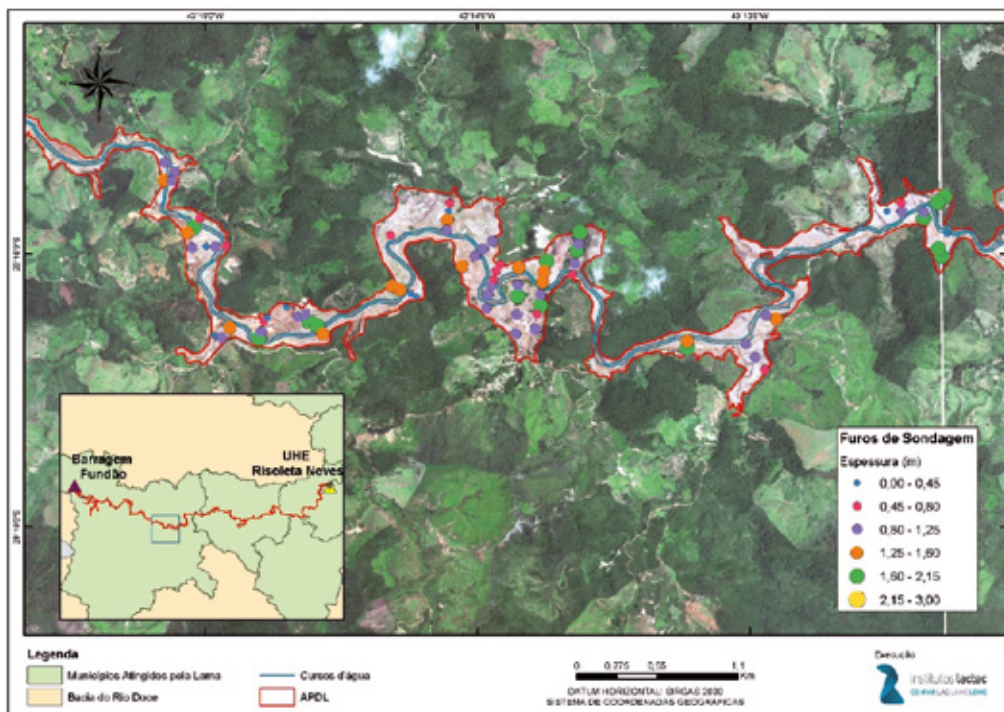
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 120 – Detalhe 4 – Sondagens a trado e APDL.



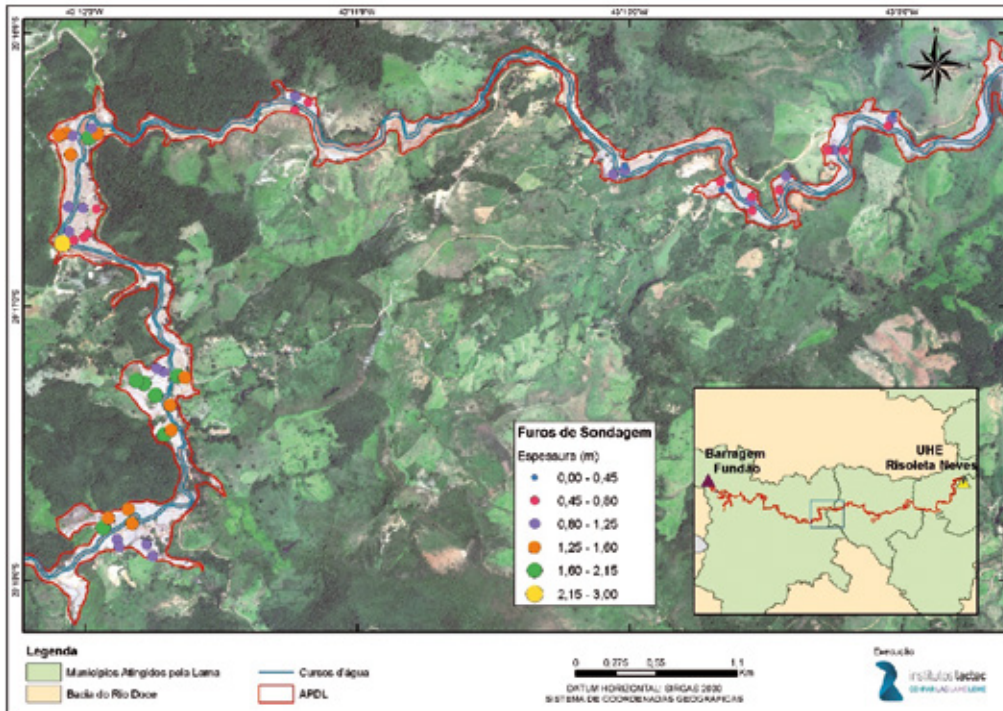
Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

Figura 121 – Detalhe 5 – Sondagens a trado e APDL.



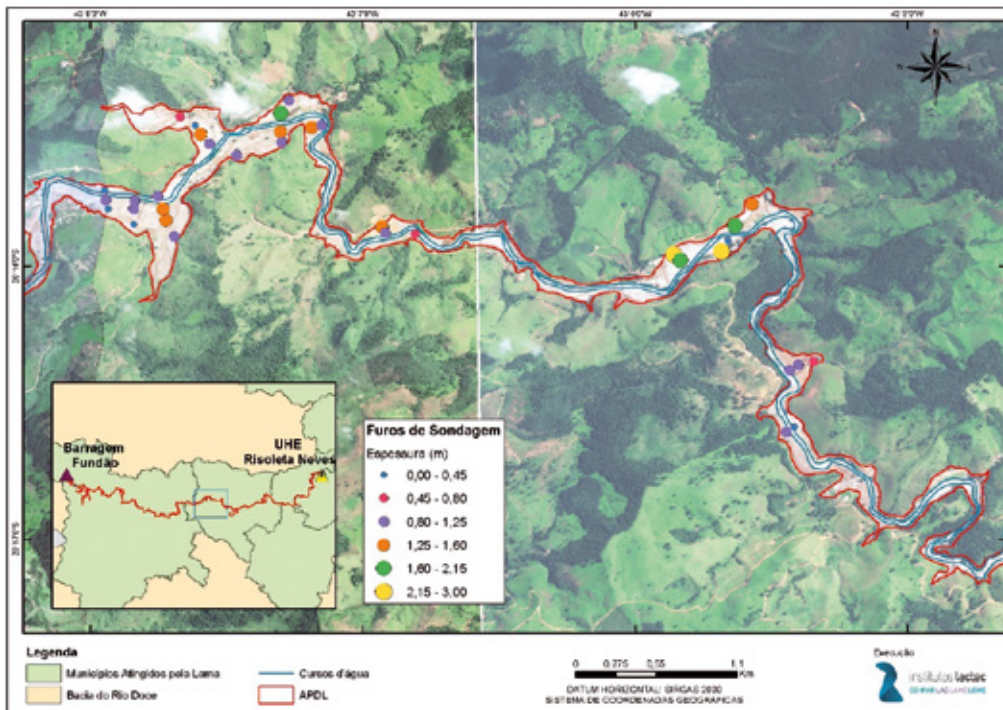
Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

Figura 122 – Detalhe 6 – Sondagens a trado e APDL.



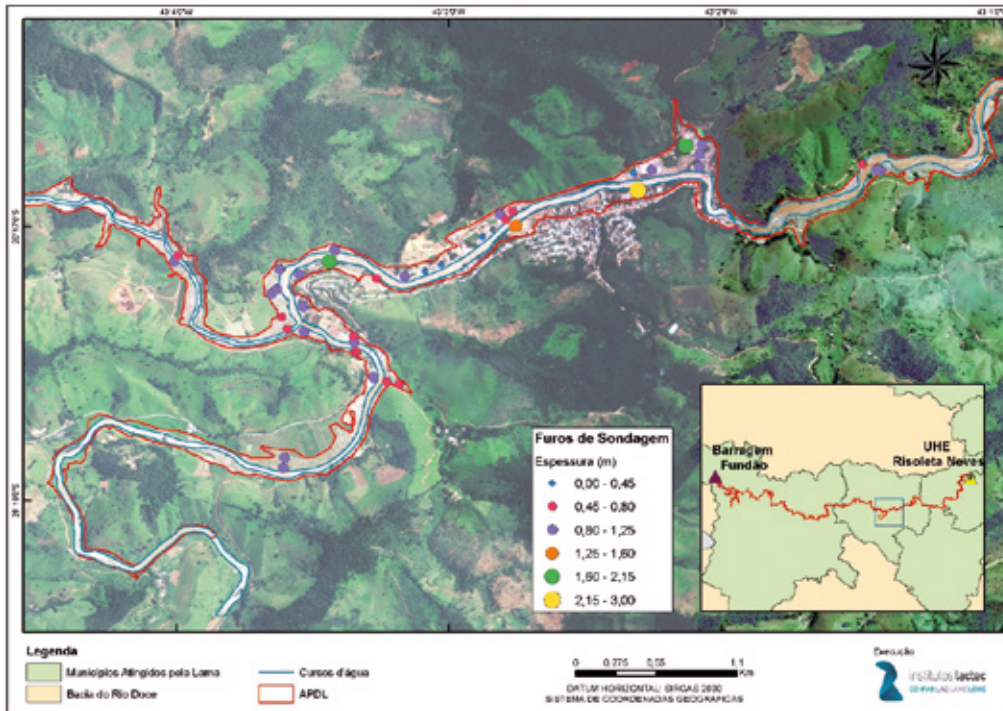
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 123 – Detalhe 7 – Sondagens a trado e APDL.



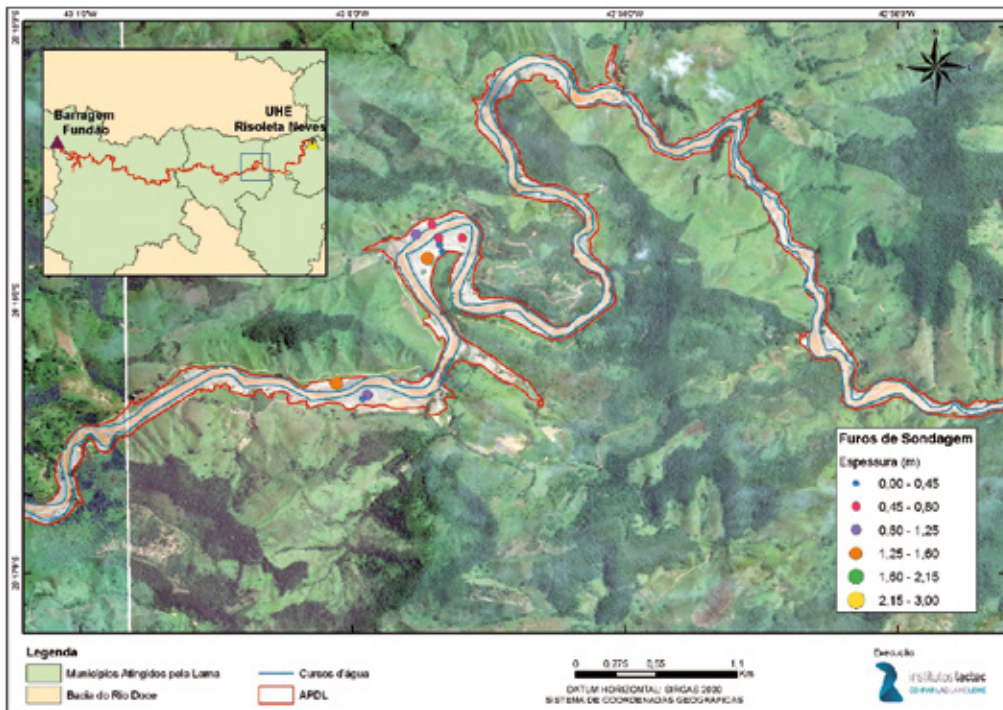
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 124 – Detalhe 8 – Sondagens a trado e APDL.



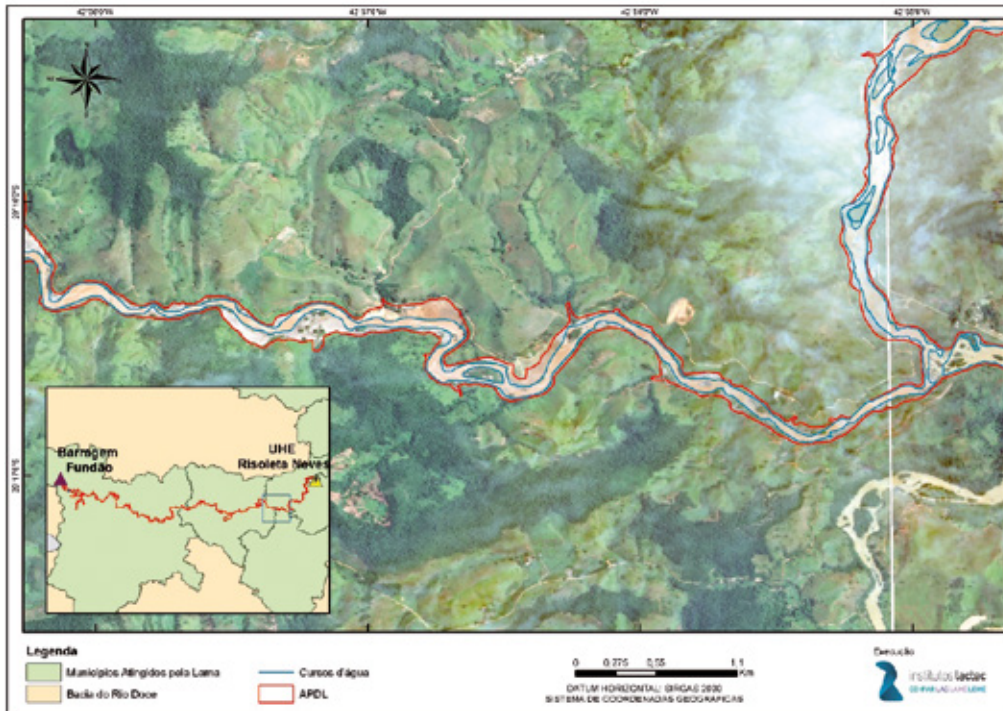
Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

Figura 125 – Detalhe 9 – Sondagens a trado e APDL.



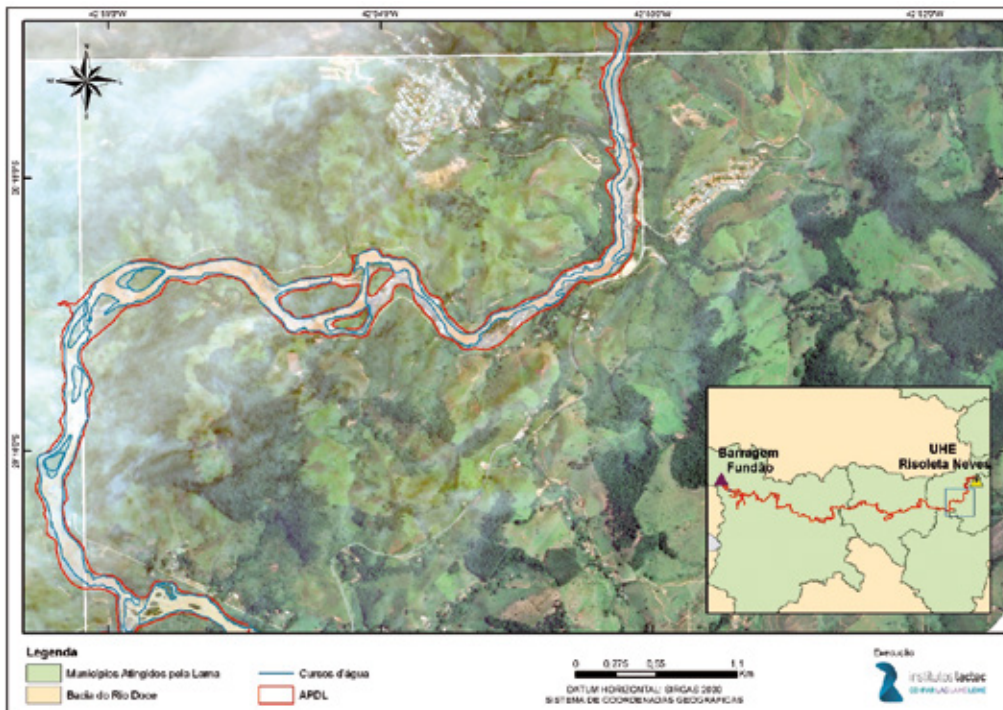
Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

Figura 126 – Detalhe 10 – Sondagens a trado e APDL.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 127 – Detalhe 11 – Sondagens a trado e APDL.



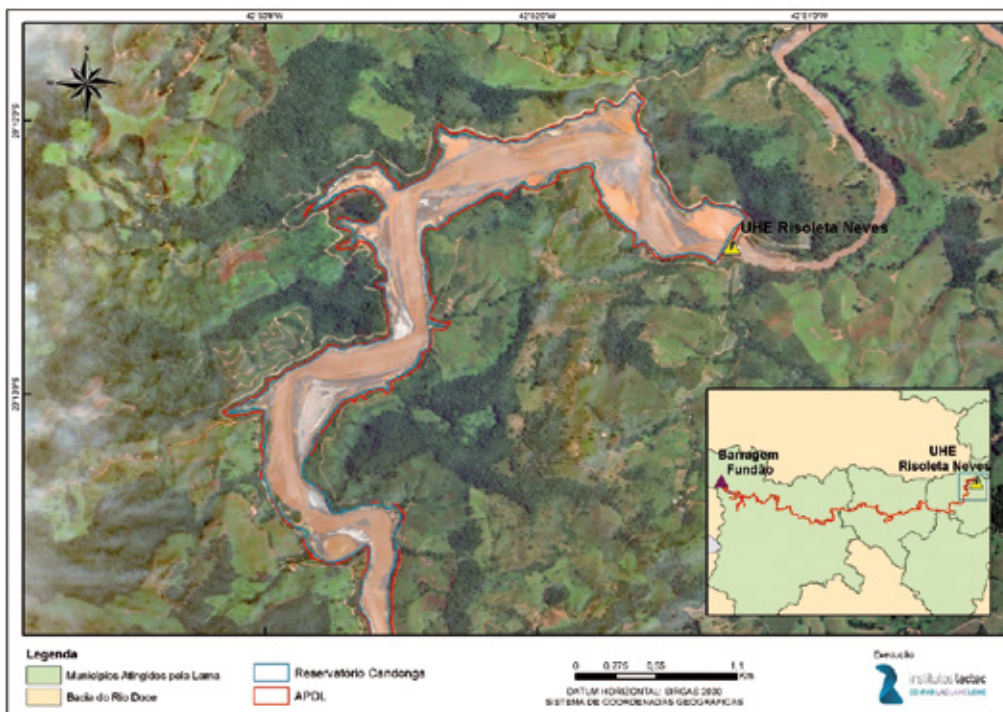
Elaborado por: Institutos Lactec 2019.

Figura 128 – Detalhe 12 – Sondagens a trado e APDL.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 129 – Detalhe 13 – Sondagens a trado e APDL.

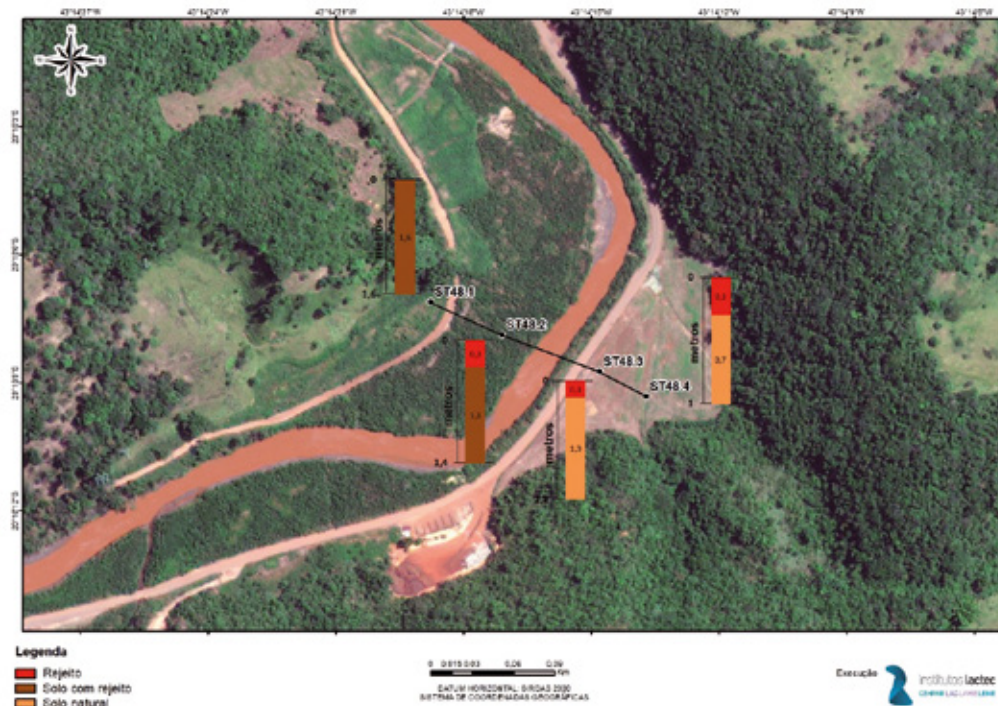


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Previamente ao esclarecimento da metodologia, é importante ressaltar que para o cálculo do volume, foi considerada a somatória entre as espessuras do rejeito e a mistura solo com rejeito e neste relatório esta totalização foi denominada rejeito.

Na Figura 130 podem ser vistas sondagens a trado em uma seção transversal, onde para os pontos ST48.1, ST48.2, ST48.3 e ST48.4, foram consideradas as espessuras de 1,6 m, 1,4 m, 0,3 m e 0,3 m, respectivamente.

Figura 130 – Espessura de rejeito em uma seção transversal de sondagem a trado – ST 48.

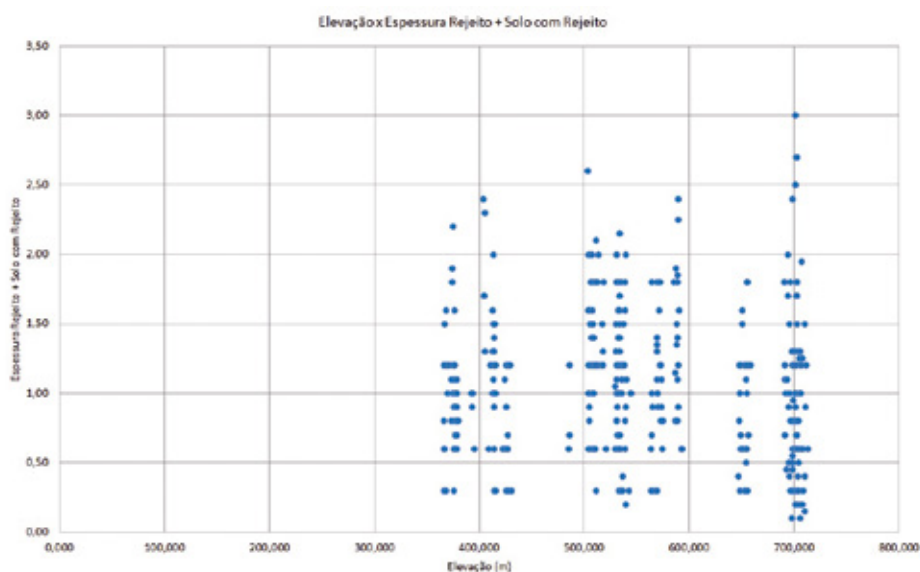


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019..

Detalhes acerca dos critérios da seleção das áreas para a execução das sondagens a trado, metodologia para identificação do rejeito e solo com rejeito, podem ser encontrados 2º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019e).

Na Figura 131, seguem apresentadas as espessuras do rejeito em relação a elevação do terreno, na extensão do trecho.

Figura 131 – Soma da espessura do rejeito e solo com rejeito em função da elevação do terreno.

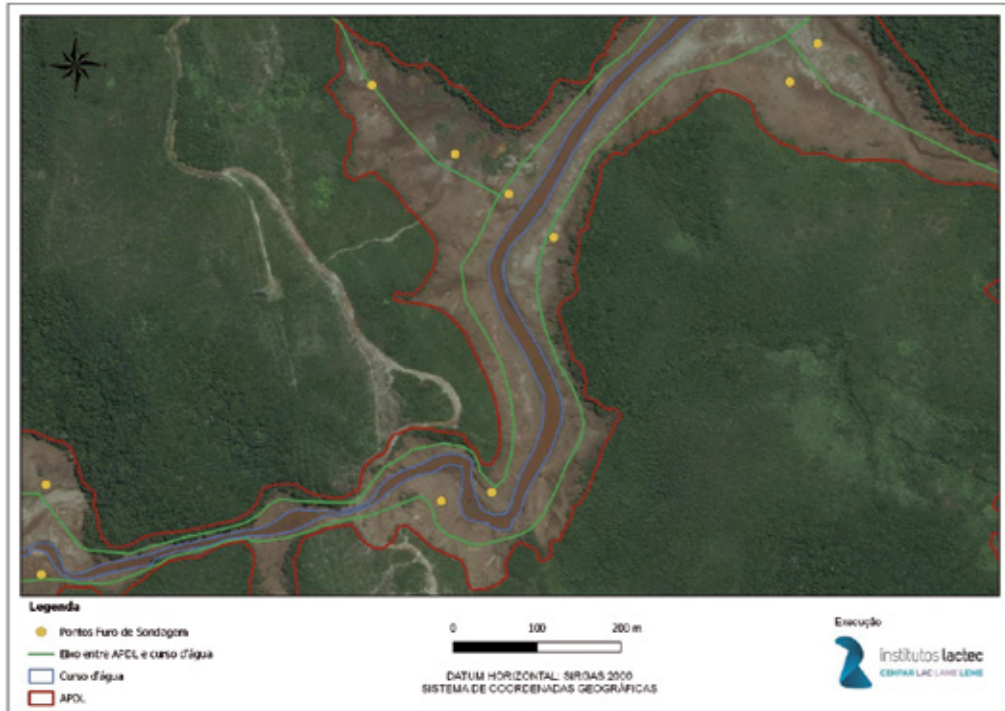


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

De modo a estimar o volume de rejeito depositado, devido a extensão da APDL, foi necessário a extrapolação dos dados levantados em campo por meio da aplicação de métodos de interpolação. Num primeiro momento, métodos tradicionais de interpolação (inverso do quadrado da distância, por exemplo) foram aplicados, porém os resultados não foram satisfatórios. Optou-se então pelo método desenvolvido, implementado (linguagem Python) pelo Lactec e utilizado em estudos de hidrodinâmica, para interpolação de batimetria em rios e reservatórios. A descrição dos procedimentos do método, são apresentados a seguir.

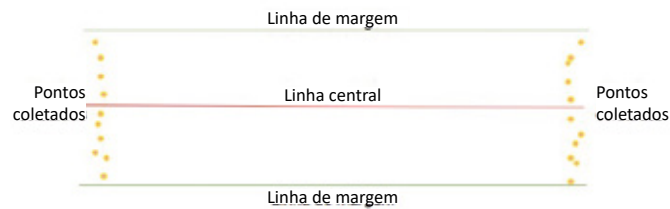
O processo inicial consistiu no processamento e preparação dos dados relativos às sondagens a trado realizadas em campo, bem como a vetorização de uma linha central entre as margens esquerda e direita dos cursos d'água principais e a APDL (Figura 132). A estimativa do volume foi realizada para as regiões das encostas e planícies de inundação ao longo dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo, Doce e afluentes, e para este propósito, foram definidos como "rios", as áreas entre o lado de cada margem (direita e esquerda) dos cursos d'água e o limite da APDL. Para tanto, foram utilizados os traçados dos rios provenientes do mapeamento de uso e ocupação do solo, elaborado pelo Lactec e descrito no item 6.4.1.1. A Figura 133 apresenta um desenho esquemático com a linha central obtida por meio de vetorização, e as linhas das margens (margem do rio e APDL), bem como os furos de sondagem.

Figura 132 – Trecho de linha central vetorizada entre as margens do rio e a APDL.



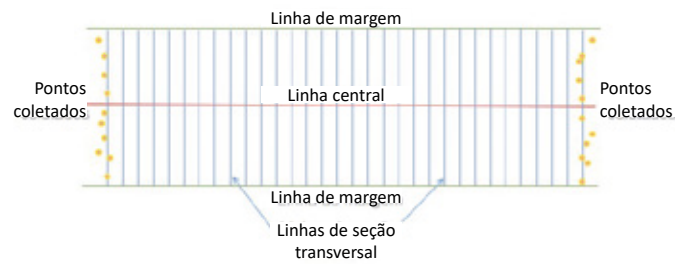
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 133 – Representação de linha central, linhas das margens (rio e APDL) e sondagens a trado.



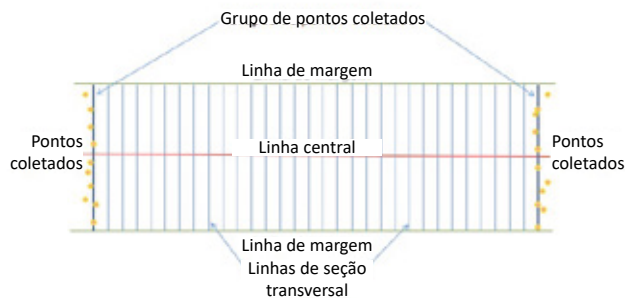
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Na sequência, de forma automática, foram geradas linhas de seções transversais perpendiculares à linha central do rio, com equidistância de 1m (Figura 134).

Figura 134 – Linhas de seção transversal

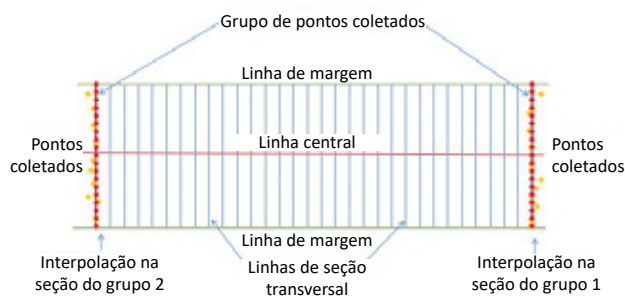
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

A seguir, foi realizada a identificação de grupos de sondagem a trado levantados em campo e os mesmos foram agrupados de acordo com a seção transversal mais próxima (Figura 135).

Figura 135 – Identificação dos grupos de sondagem a trado

Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Como próxima etapa, as seções mais próximas a cada grupo de pontos identificados na fase anterior, foram divididas em “n” parte iguais e foi gerada uma interpolação dos valores das espessuras de rejeito provenientes das sondagens a trado, ao longo da seção transversal (Figura 136).

Figura 136 – Interpolação na seção transversal dos grupos de sondagem a trado identificados.

Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Em seguida, foram atribuídos valores para as seções transversais intermediárias entre os dois grupos (Figura 137). Cada seção intermediária também foi dividida em “n” partes iguais e cada valor atribuído à seção transversal foi obtido pela média ponderada dos valores de cada grupo, de acordo com a equação:

$$Z_i = \frac{z_{1,i} * p_1 + z_{2,i} * p_2}{p_1 + p_2} \quad (1)$$

Onde:

- Z_i o nível de rejeito atribuído a um ponto intermediário (na Figura 137 – Atribuição de valores às seções intermediárias, ponto azul destacado);
- $z_{1,i}$ o nível de rejeito da parte i do grupo 1 (ponto vermelho do início da seta da direita na Figura 137 – Atribuição de valores às seções intermediárias);
- $z_{2,i}$ o nível de rejeito da parte i do grupo 2 (ponto vermelho do início da seta da esquerda na Figura 137 – Atribuição de valores às seções intermediárias);
- p_1 o peso do grupo 1;
- p_2 o peso do grupo 2.

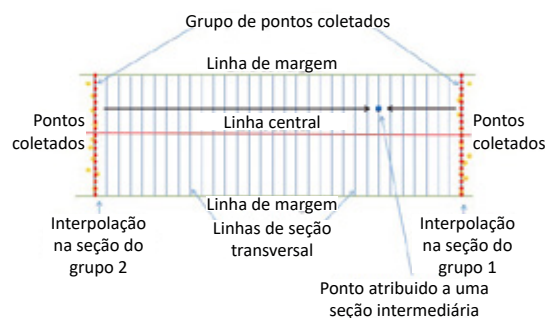
Os pesos p_1 e p_2 são calculados como o inverso do quadrado da distância do ponto intermediário até cada um dos grupos, conforme a equação abaixo:

$$p_1 = \frac{1}{d_1} \quad \text{e} \quad p_2 = \frac{1}{d_2} \quad (2)$$

As distâncias d_1 e d_2 foram calculadas sempre ao longo da linha central vetorizada.

Desta forma, as espessuras de rejeito das seções de cada grupo foram preservadas e as seções intermediárias apresentam uma espessura de rejeito intermediária entre as seções.

Figura 137 – Atribuição de valores às seções intermediárias



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Cabe ainda ressaltar que, os valores de espessura de rejeito interpolados, quando próximos à APDL tenderam seu valor a zero. Isso deve-se, em razão do entendimento que não houve deposição de rejeito além do polígono delimitado (APDL).

Por fim, é importante enfatizar o fato de que as áreas das calhas dos cursos d'água, inclusive o reservatório da UHE Risoleta Neves (Candonga), foram desconsideradas neste cálculo de volume.

6.4.1.2.3 Volume intracalha

A deposição de rejeito ocorreu com intensidades diferentes ao longo de seu deslocamento até a foz do rio Doce. A quantidade de rejeitos depositados nos rios, assoreamento, foi medida conforme a região e a disponibilidade de dados pretéritos. Maiores detalhes da metodologia aplicada podem ser verificados no item 2.5 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais.

O assoreamento também foi avaliado nos quatro maiores reservatórios que se encontravam no caminho percorrido pelo rejeito, isto é, os reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas. Maiores detalhes sobre os dados utilizados e o método para cada reservatório foram apresentados no Relatório Pós-desastre (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2018a).

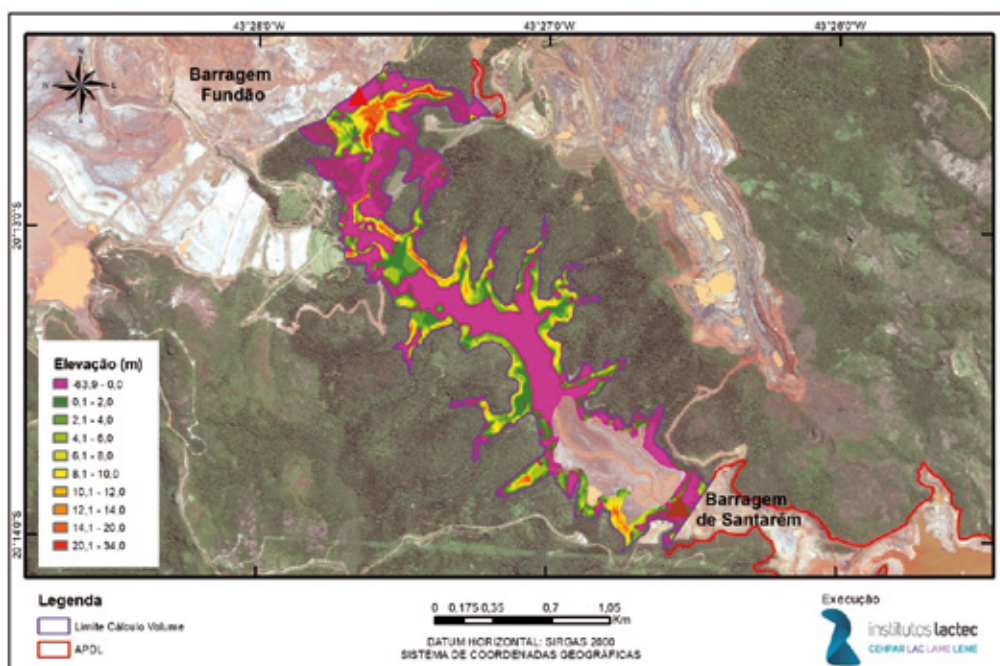
6.4.2 RESULTADOS

Os resultados obtidos para a estimativa do volume de rejeitos são apresentados conforme os trechos calculados.

6.4.2.1 Estimativa do volume de rejeito depositado no trecho logo após a barragem de Fundão até a barragem de Santarém

A partir da subtração entre os modelos digitais de terreno referentes aos períodos pré e pós-desastre, 27/10/2015 e 12/11/2015, respectivamente, e excluindo-se a área do reservatório que continha batimetria, foi possível estimar o volume de rejeito depositado no trecho entre a jusante da barragem de Fundão e a barragem de Santarém, o qual resultou em 3,51 hm³.

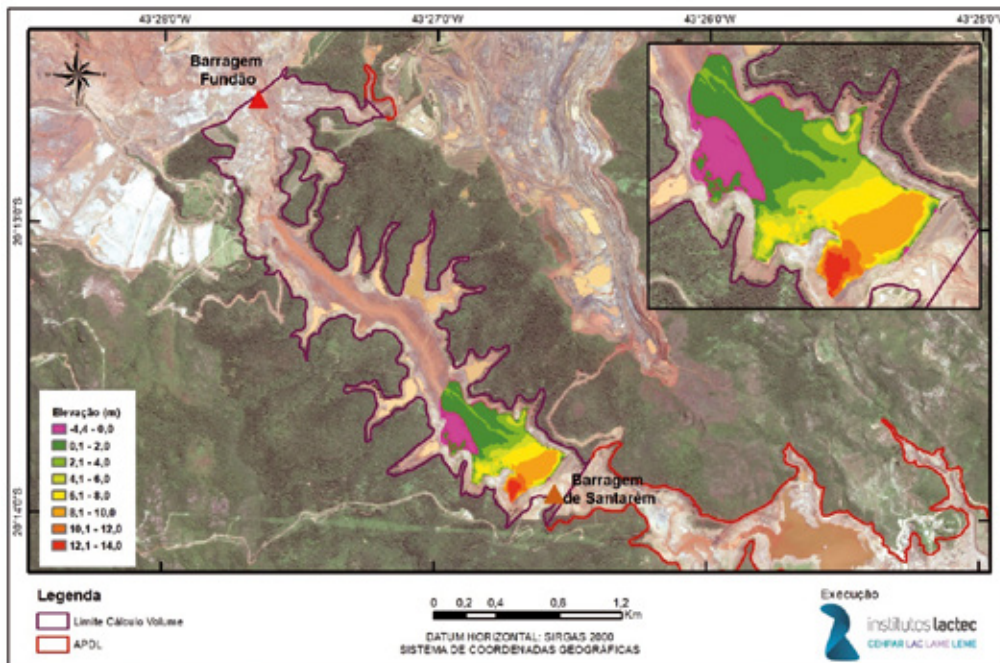
Figura 138 – Resultado da subtração entre os modelos digitais do terreno de 12/11/2015 e 27/10/2015



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Referente ao reservatório da barragem de Santarém, em relação ao trecho que possui dados de levantamento batimétrico, o volume estimado foi de 1,12 hm³ para uma área de 292.190,54 m², considerando o período entre junho/2015 e 12/11/2015. A Figura 139, mostra o resultado da subtração entre o MDT relativo ao período pós-desastre (12/11/2015) e a batimetria pré-desastre (junho/2015).

Figura 139 – Resultado da subtração entre o MDT de 12/11/2015 e a batimetria de junho/2015

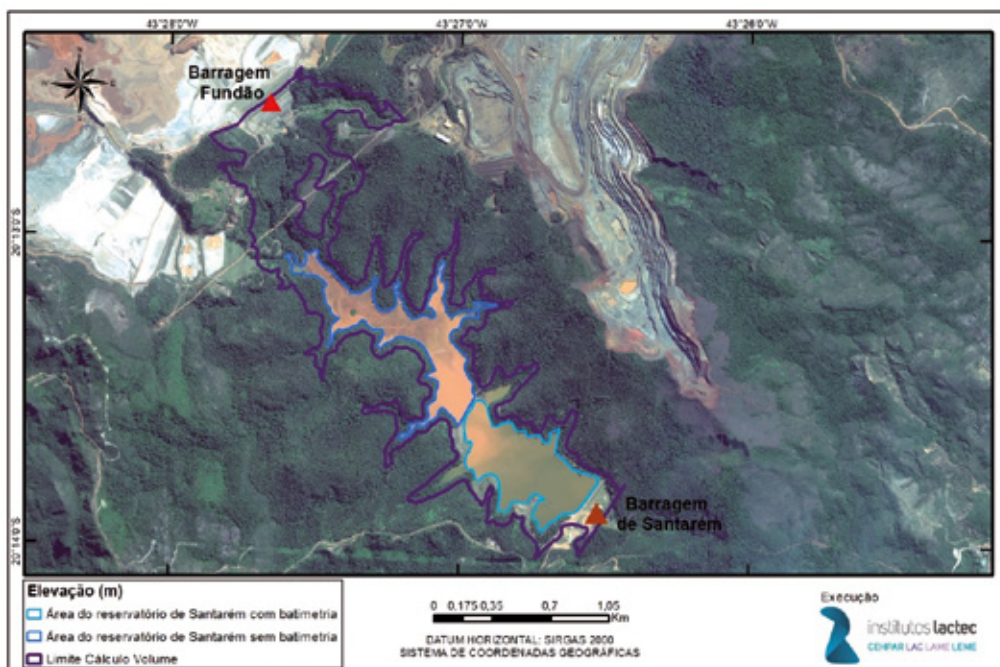


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

É importante mencionar que as estimativas de volume de rejeito depositado foram calculadas utilizando somente as diferenças que aumentaram a cota (valores maiores que zero).

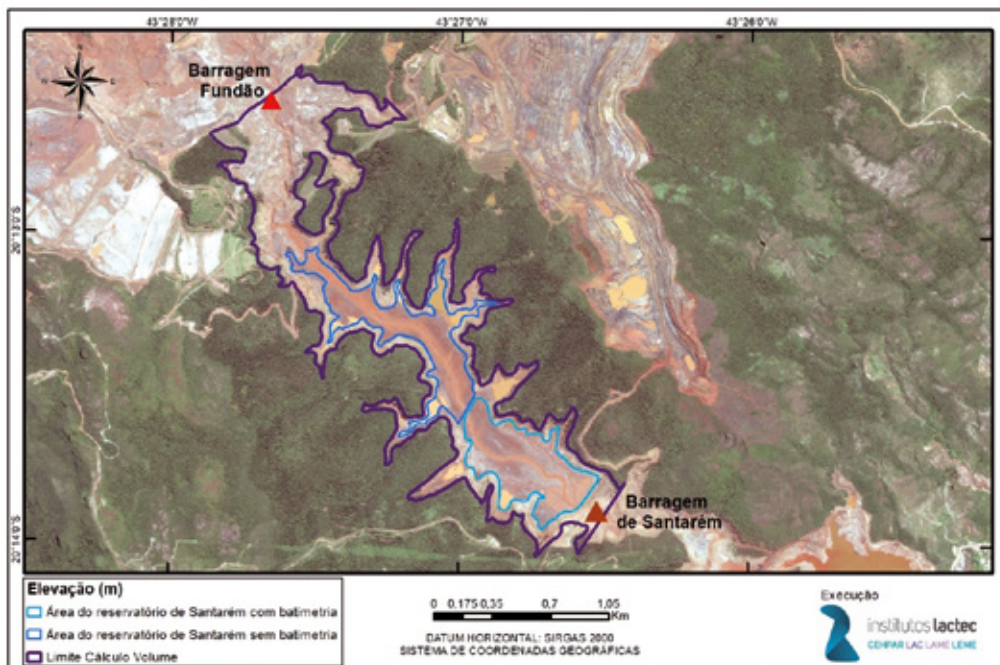
O trecho do reservatório da barragem de Santarém sem batimetria, totaliza uma área de aproximadamente 308.667,57 m² e segue apresentada nas Figura 140 e Figura 141. Adotando que a deposição foi relativamente uniforme no reservatório, a região sem batimetria tem um volume de rejeito de 1,18 hm³ estimado pela proporção com as áreas.

Figura 140 – Delimitação do reservatório da barragem de Santarém, ortoimagem pré-desastre



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 141 – Delimitação do reservatório da barragem de Santarém, ortoimagem pós-desastre



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

O volume de rejeito depositado no trecho entre à jusante da barragem de Fundão e a barragem de Santarém, incluindo a área do reservatório, foi estimado em 5,81 hm³ (Tabela 31).

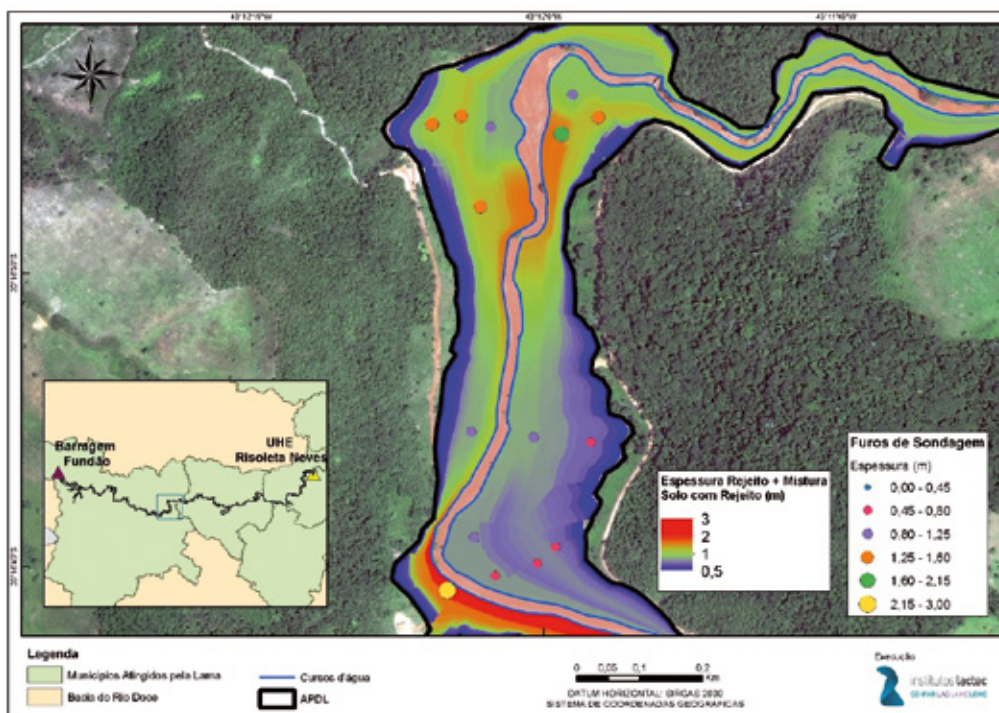
Tabela 31 – Estimativa de volume de rejeito depositado para o trecho entre a jusante da barragem de Fundão e a barragem de Santarém

	VOLUME DE REJEITO (hm ³)
Jusante barragem Fundão até a barragem de Santarém	3,51
Reservatório da barragem de Santarém (trecho com batimetria)	1,12
Reservatório da barragem de Santarém (trecho sem batimetria)	1,18
Total	5,81

6.4.2.2 Estimativa do volume de rejeito depositado do trecho logo após a barragem de Santarém até a UHE Risoleta Neves

Como produto para a estimativa do volume de rejeito extracalha depositado no trecho à jusante da barragem de Santarém até a UHE Risoleta Neves, foi obtido um arquivo raster com resolução espacial de 1 m de modo que, cada pixel contém a espessura (em metros) do rejeito. Na Figura 142, pode ser observado um trecho da área com os valores interpolados, onde cada pixel representa um volume de rejeito em m³. A partir deste arquivo e por meio do 3D Analyst do ArcMap, foi possível calcular a estimativa do volume de rejeito depositado nas encostas e planícies de inundação, em decorrência do rompimento da barragem de Fundão. O resultado do estudo indica um volume estimado de 10,75 hm³.

Figura 142 – Interpolação das sondagens a trado para cálculo do volume em parte do trecho.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

6.4.2.3 Volume intracalha

O volume médio de rejeitos depositado dentro dos rios (intracalha) Gualaxo do Norte e do Carmo foi estimado em $2,9 \text{ hm}^3$, podendo variar de $1,13 \text{ hm}^3$ a $4,67 \text{ hm}^3$. A espessura média resultou em $0,63 \pm 0,46$ metros de rejeito. Já ao longo do rio Doce, após a UHE Risoleta Neves, foi verificada deposição no período de ocorrência do desastre, seguida de erosão após a passagem da onda de rejeitos.

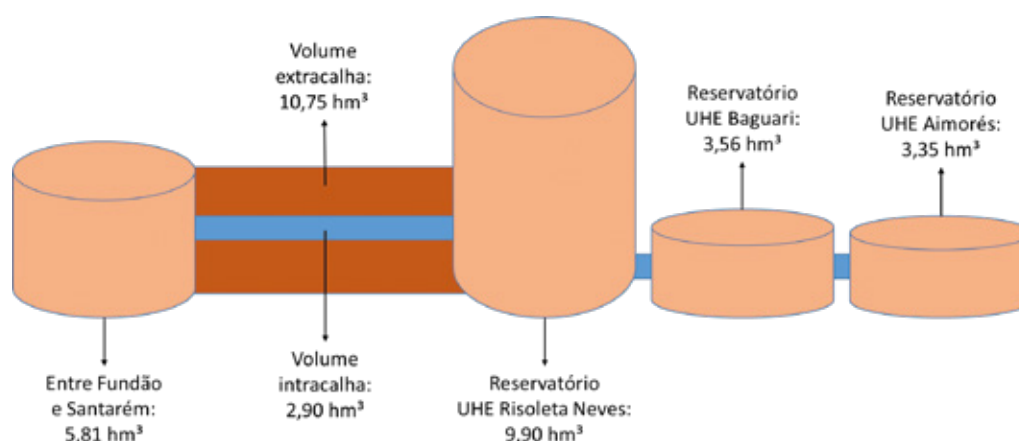
Conforme cálculos apresentados no Relatório Pós-desastre (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2018a), o volume assoreado na UHE Risoleta Neves foi de aproximadamente $9,90 \text{ hm}^3$, na UHE Baguari de $3,56 \text{ hm}^3$ e na UHE Aimorés de $3,35 \text{ hm}^3$. No caso da UHE Mascarenhas, o reservatório já se encontrava com nível de assoreamento alto e o último levantamento batimétrico após o desastre indicou erosão no reservatório ao invés de assoreamento. Não é possível afirmar com certeza o motivo dessa erosão.

6.4.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O volume de rejeitos depositado no trecho entre a barragem de Fundão e a barragem de Santarém, incluindo a área do reservatório, foi estimado em $5,81 \text{ hm}^3$. A estimativa do volume de rejeito extracalha (nas margens dos rios) depositado no trecho entre a barragem de Santarém e a UHE Risoleta Neves, foi de $10,75 \text{ hm}^3$. Já o volume depositado dentro dos rios (intracalha) Gualaxo do Norte e do Carmo foi estimado em $2,9 \text{ hm}^3$.

Sobre o quantitativo de rejeito que ficou retido nos reservatórios das usinas hidrelétricas, conforme cálculos apresentados em BRASIL(MPF)/LACTEC (2018a), o volume assoreado na UHE Risoleta Neves foi de aproximadamente $9,90 \text{ hm}^3$, na UHE Baguari de $3,56 \text{ hm}^3$ e na UHE Aimorés de $3,35 \text{ hm}^3$. A Figura 143 resume as estimativas de volumes depositados.

Figura 143 – Volumes de deposição estimados para a área de estudo.

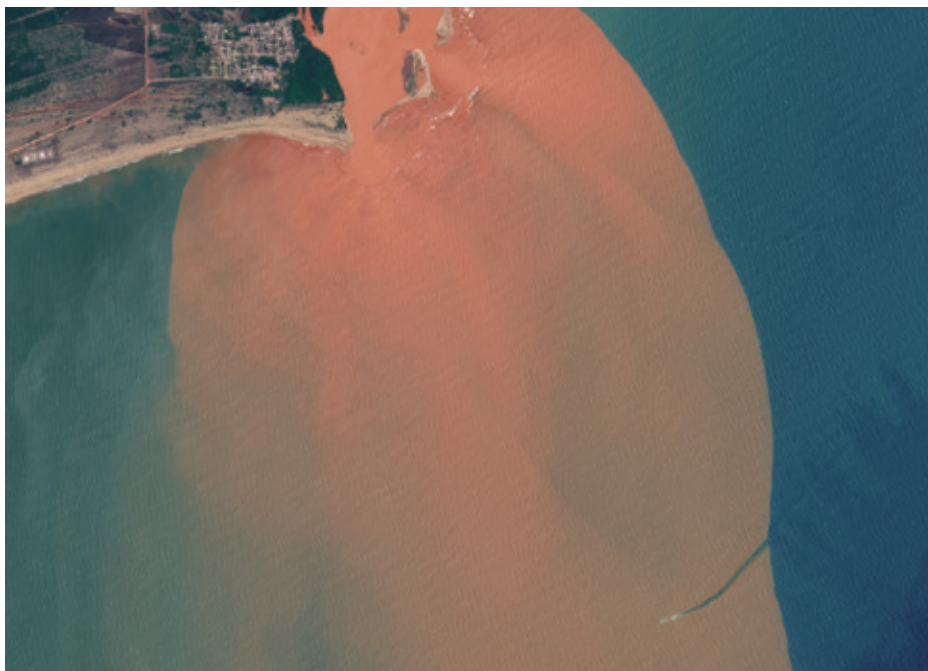


Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

6.5 PLUMA DE DISPERSÃO DO REJEITO NA REGIÃO COSTEIRA

No dia 21 de novembro de 2015, a lama de rejeitos minerários proveniente do rompimento da barragem de Fundão atingiu a costa do Espírito Santo, após percorrer todo o curso do rio Doce, alterando os aspectos qualitativos das águas na região costeira. A pluma de rejeitos se dispersou no mar ao longo das adjacências da foz do rio Doce, a intensidade da mesma variou, tanto latitudinalmente quanto longitudinalmente dependendo de vários fatores como a vazão do Rio Doce, ventos, correntes e direção de ondas (ICMBio, 2017). A Figura 144 mostra uma fotografia do espalhamento da pluma. Vale destacar que no lado direito, abaixo da fotografia, há um barco atravessando a pluma, ilustrando que a pluma (na data da foto) tem uma espessura pequena.

Figura 144 – Imagem do satélite Sentinel 2 em 11 de fevereiro de 2016.



Fonte: Sentinel 2, 2016.

A pluma na região costeira refere-se às áreas por onde a onda de rejeitos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão passou e a lama ficou dispersada, compreendendo áreas costeiras a partir da foz do Rio Doce. Em analogia à definição da APDL para o ambiente continental terrestre e aquático foi necessário a definição da área da pluma para descrição da abrangência e intensidade dos danos nesta área. Porém, é importante destacar que devido aos processos contínuos de mistura e transporte, esta área variou e até hoje varia continuamente em extensão e tempo, diferentemente da APDL. Os processos de mistura e transporte foram descritos em detalhe na linha base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a, 2019d). Lá foram descritos os contornos geométricos, sendo a *batimetria* e *linha costeira*, as variações de *níveis* devido a *marés*, os *ventos* e padrões de *estratificação* que influenciam em conjunto as correntes costeiras, resumidos na *circulação costeira*. Adicionalmente foram descritas *ondas* superficiais, as quais não influenciam a circulação costeira em si, mas podem afetar o *transporte de sedimentos* e influenciar nos processos de sedimentação e erosão nas praias. Baseada nestas considerações, será descrita a seguir a metodologia da definição da pluma de rejeitos e apresentados os resultados para a definição da área da mesma.

6.5.1 METODOLOGIA

A descrição quantitativa de plumas em ambientes costeiros é uma área multidisciplinar com estudos geralmente relacionados a derramamentos de óleo de embarcações ou plataformas (Corchado e Mata, 2008), estudos de lançamento de efluentes (esgoto tratado, águas de refrigeração, efluentes industriais, Roberts, 2010) e em escalas geofísicas, estudos de plumas de rios (Mason et al. 2016). Metodologicamente são usados três métodos distintos, de preferência complementando-se.

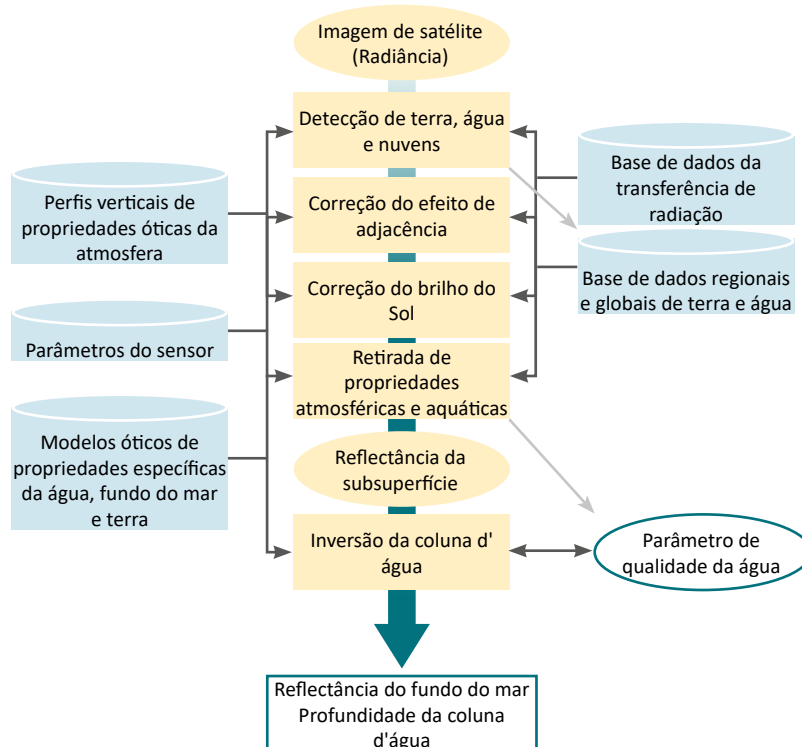
- I. **Medições em campo:** Amostragens ou medições com sensores fixos ou móveis podem detectar alterações de características de águas costeiras quando medido em alta frequência e grande variação espacial, dentro e fora da pluma. Isto especificamente traz resultados bons, quando a pluma tem um sinal/parâmetro característico que o diferencia do ambiente costeiro (por exemplo salinidade diferente, concentrações de substâncias lançadas, temperatura diferente, etc.). A descrição de resultados deste método é apresentada no diagnóstico da qualidade de água costeira (item XXX do Tomo II – Ambientes Aquáticos Continentais). Porém, por falta de métodos analíticos para diferenciar entre a pluma de rejeitos e a pluma natural do Rio Doce, e por falta de medições em grandes áreas costeiras após o desastre, as medições de campo não foram suficientes para definir a área da pluma, especialmente nas regiões mais longes da foz do Rio Doce, onde as concentrações são mais baixas.
- II. **Sensoriamento Remoto:** Métodos de sensoriamento remoto são os mais utilizados (Manson et. al, 2016) para detecção e quantificação de plumas de grande extensão e com sinais visíveis e quantificáveis em imagens de satélites, drones, VANTs ou similar (radar terrestre, imagens tiradas de embarcações, etc.). A metodologia aqui utilizada junta dados primários e secundários e é apresentada a seguir.
- III. **Modelagem de plumas:** Métodos de modelagem matemática e simulações numéricas comumente são utilizados para analisar e quantificar a dispersão de plumas de sistemas em planejamento, bem como para complementar resultados do sensoriamento remoto e medições em campo, já que exigem definições de condições de contorno e dados para calibração. A modelagem aqui utilizada junta dados primários e secundários é apresentada na sequência.

6.5.1.1 Sensoriamento Remoto

O sensoriamento remoto obtido por imagens de satélite é um método de identificação da localização da pluma, entretanto pelas imagens não é possível identificar a fonte das alterações da pluma.

O levantamento de imagens foi realizado pelo sistema da empresa alemã EOMAP chamado de MIP (*Modular Inversion and Processing System*), EOMAP (2019). O MIP é um sistema independente do sensor que pode estimar parâmetros de qualidade da água das mais variadas fontes de imagens de satélite. A arquitetura MIP sistematicamente cuida das propriedades óticas e características de cada sensor e aplica as correções seguindo o fluxo de trabalho mostrado na Figura 145.

Figura 145 – Fluxo de Trabalho do sistema MIP da EOMAP



Fonte: EOMAP, 2019.

Os parâmetros de qualidade da água derivado de imagens de satélite podem ser turbidez, clorofila-a e profundidade de Secchi. Para determinação da área da pluma foi escolhido a turbidez por ser o parâmetro mais relacionado com a concentração de sólidos suspensos.

O processamento foi realizado com as imagens dos satélites MODIS para o período de novembro de 2013 a março de 2017. As principais características dos satélites são apresentadas na Tabela 32. Apesar de existir satélites com uma resolução melhor que o MODIS, estes não foram utilizados pela baixa frequência das imagens o que não possibilitaria obter imagens nos momentos de pior situação.

Tabela 32 – Informações gerais sobre os satélites utilizados na análise

Satélite	MODIS	Landsat 8	Sentinel-2
Resolução	500 m	30 m	10 m
Frequência de retorno	1 dia	16 dias	5-10 dias

Em posse das imagens de satélite, no formato GeoTIFF, referentes a série histórica de alguns dos parâmetros que indicam a qualidade da água, foram extraídas, para cada coordenada, as séries de dados de interesse.

Como há a presença de nuvens e outras interferências que bloqueiam a visão do satélite, alguns dos valores não estão disponíveis. Isso não causa problemas sérios, já que o interesse recai sob a distribuição dos valores, desconsiderando a dependência temporal. Sendo assim, a quantidade de dados válidos é suficientemente grande para que os cálculos dos quantis e outras quantidades relacionadas à distribuição sejam confiáveis.

Foram utilizadas 584 imagens do pré-desastre (02/11/2013 a 21/11/2015) e 349 imagens do pós-desastre (21/11/2015 a 29/03/2017), considerando que a lama de rejeitos atingiu a foz do rio Doce em 21/11/2015.

A série histórica em cada um dos pontos (pixel do GeoTIFF) foi dividida entre antes e depois do desastre e períodos seco e chuvoso, e as seguintes estatísticas foram calculadas:

- **n**: número de dados válidos.
- **Quantis**: os valores dos parâmetros que dividem os dados de forma que 50, 75, 90, 95 e 99% deles fiquem abaixo desse valor e o restante fique acima.
- **Proporção ou frequência**: quantidade de observações acima de determinado limite, sendo que esse limite é arbitrariamente definido de acordo com a variável de interesse, dividida pelo número de dados válidos (n). Foram utilizadas as frequências para a Turbidez > 100 NTU e para turbidez > 50 NTU. O valor 100 NTU (UNT- unidade Nefelométrica de Turbidez) é o padrão estabelecido pela resolução nº 357/2005 para rios de classe 2. Não existe classificação para o mar.

Depois que essas medidas foram calculadas os mapas foram feitos, demonstrando, de forma geral e visual, o comportamento de cada uma das variáveis antes e depois do desastre levando em conta a influência do período.

6.5.1.2 Modelagem

Desde o rompimento da barragem de Fundão foram utilizados vários modelos para a modelagem da pluma na área costeira, todos com objetivos distintos (prognóstico do espalhamento da pluma, diagnóstico do período da chegada da lama ou pós passagem, etc.). Assim, são modelos distintos com características distintas. A Tabela 33 descreve as características dos modelos relatados (material secundário), bem como a descrição das características da modelagem feita pelo LACTEC (dado primário, última coluna).

A principal diferença entre as modelagens feitas é relacionada a abrangência espacial e temporal. Podem ser diferenciados assim modelos de grande escala (escalas geofísicas e modelos oceanográficos, por exemplo modelo ROMS) e modelos de engenharia costeira (Delft3D e SisBahia) e simulações de períodos curtos (semanas) e longos (meses e anos). Modelos mais completos (ROMS e Delft3D) e modelos simplificados (SisBahia, devido a aplicação 2D e sem ter considerado efeitos baroclínicos de variações de salinidade e temperatura do mar).

A modelagem feita pelo Lactec buscou integrar o máximo possível os processos dominantes, obtidos através de análise de medições de dados primários (levantamentos oceanográficos e de qualidade de água, feitos pelo LACTEC) e secundários (dados oceanográficos e meteorológicos, principalmente), e abranger uma área intermediária entre modelos oceanográficos e costeiros para descrever melhor a área da passagem da pluma de rejeitos. A principal diferença foi a simulação de dois cenários para um período em comum, sendo um cenário com e um cenário sem os efeitos do rompimento da barragem de Fundão. Com esta metodologia diferenciada (descrição detalhada abaixo) foi possível definir e quantificar a área da pluma de rejeitos devido ao rompimento da barragem de Fundão. Somente um outro trabalho (Magris et al. 2019) fez simulações com e sem desastre também, porém, focando em

cargas mensais, e não na resolução menor (diária) como apresentado neste relatório, para representar as variações das vazões dinamicamente.

Apesar da modelagem diferenciada foram comparados os resultados obtidos com os resultados das simulações relatadas.

Tabela 33 – Descrição dos modelos de pluma da Foz do Rio Doce.

	Marta-Almeida et al. 2016	Coppetec, 2016 e Aplysia, 2018	Tetrattech, 2016	Bastos, et. al. 2017	Magris et al. 2019	Lactec
Objetivo	Identificação de padrões temporais e espaciais da pluma do rio Doce	Avaliar impactos na qualidade da água na zona costeira	Modelagem do transporte da lama	--	Avaliar o impacto da pluma na biodiversidade marinha	Definição da Extensão da Pluma e Área mais prováveis de sedimentação
TIPOS DE MODELOS						
Modelo hidrodinâmico	ROMS	Sisbahia	Delft3D	ROMS	ROMS	Delft3D
Processos Considerados	Correntes (HYCOM), condições meteorológicas (CFSR)	Vento, Maré, Vazões, Concentração de sedimentos suspensos	Correntes (HYCOM), vento (WRF-NMM), maré (FEMAR). Turbidez (NTU) e Concentração de Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Correntes, Vento, Radiação, Temperatura, Salinidade, Precipitação, Maré	Correntes (HYCOM), condições meteorológicas (CFSR)	Maré, Corrente, Vento, Radiação, Temperatura, Salinidade, Sólidos Suspensos Totais.
Calibração	--	Dados de Corrente	Imagens da pluma cedidas pela contratante VRS mapa da pluma - condição visual (não existe uma -- menos a outra). Calibrado com pluma de rejeitos chegando à cidade de Linhares	--	--	Dados de Maré, e perfis verticais de velocidade de corrente, salinidade e temperatura. Imagens de sensoriamento remoto.
Número de dimensões	3D	2D	3D	3D	3D	3D
Ondas	Não	Não	Sim	Não	Não	Não
Trocas de Calor na Superfície	Sim	Não	Não	Sim	Sim	Sim
GRADE						
Resolução Horizontal longe da costa (km)	2,5 x 3	--	--	--	2,5 x 3	7
Resolução Horizontal perto da costa (km)	1,5 x 2	--	0,04 a 4	0,872 e 4	1,5 x 2	0,25
Resolução Vertical (número de camadas)	30	--	4 a 7	40	30	20
Tipo de camada	sigma	--	--	sigma	sigma	sigma
Bound Box (km)	1200 x 300	85 na vertical		33-44W 15-24S	1200 x 300	
Número de células da grade em cada camada	120000	1780	31132	--	120000	29792
DADOS UTILIZADOS						
Meteorológicos	CFSR reanalysis	ERA-INTERIM	WRF	CFSR reanalysis	CFSR reanalysis	CFSR reanalysis
Condições de contorno aberta	HYCOM-NCODA, TPXO	Contantes Harmônicas	HYCOM-NCODA, TPXO	HYCOM-NCODA, TPXO	HYCOM-NCODA, TPXO	HYCOM-NCODA, TPXO
Condições de contorno rio	Dai et al., 2009 Climatology	Vazões Colatina	Vazão Mascarenhas	Vazões Colatina	Dai et al., 2009 Climatology	Vazões Colatina
Tempo de spin-up	11 meses	--	--	--	10 meses	1 mês
Período Simulação	23/11/2015 a 25/01/2016	20/11/2015 a 20/03/2016	15/11/2015 a 8/12/2015	Nov/2015 a Dez/2016	Nov/2015 a Dez/2016	21/10/2015 a 20/10/2016
MODELO DE TRANSPORTE						
Modelo de transporte	Euleriano / Lagrangiano	Sedimentos Coesivos	standard do delft, suspensão e leito. Concentração de sedimento fixo em 600 mg/L	--	Sedimento Coesivos e não coesivos	Euleriano. Sedimento coesivo.
Condição de Contorno euleriana	Concentração constante no rio	Concentração Samarco Regência	Concentração Samarco Regência	--	Modelo SWAT	Cenário 1: Dados Colatina Cenário 2: Estimado Curva chave sólida
Condição de contorno lagrangeana	Partículas lançadas a cada 10 min	--	--	--	--	--

6.5.1.2.1 *Processos dominantes e escolha do modelo*

A dispersão da pluma do Rio Doce (com e sem rejeitos) pode ser caracterizada como um conjunto de processos de transporte e mistura. As análises dos dados oceanográficos (Ambilev, 2016a-e; FEST e Rede Rio Doce Mar, 2019) mostraram que o principal mecanismo de transporte da pluma do Rio Doce é devido a ação do vento na superfície. Isto, devido a ventos fortes nesta região e também devido ao fato que a pluma do Rio Doce (água doce) se espalha principalmente na superfície das águas costeiras (água salgada) em uma camada fina (2 a 5 m espessura). Um segundo processo relevante refere-se a correntes de grande escala (circulação marinha), influenciadas pela batimetria na região (especialmente pela região rasa do banco de Abrolhos). As correntes oriundas das marés têm menos importância para o transporte da pluma nesta região. Os processos de mistura dependem também da turbulência induzida pelo vento e a variação de temperatura e salinidade na vertical. Ambos têm influência direta na massa específica e podem facilitar a mistura (perfis uniformes na vertical) ou dificultar a mistura (variação de temperatura e salinidade na vertical).

Conseqüentemente, é importante que o modelo hidrodinâmico represente as seguintes características:

- Forçante com vento na superfície, incluindo vento não uniforme (variando no espaço) e não permanente (variando no tempo);
- Consideração de correntes de grande escala nos contornos abertos e inclusão da plataforma de Abrolhos;
- Forçante com maré, variando ao longo do contorno aberto;
- Representação 3D para representar transporte da pluma na camada superficial;
- Inclusão da representação de variações de massa específica devido a efeitos térmicos e salinos (incluindo modelos de transporte para sal e temperatura e processos baroclínicos, e modelo de troca de calor na interface ar-água);
- Forçante com temperatura do ar, umidade relativa e radiação não uniforme e não permanente para aquecimento e resfriamento da água superficial;
- Forçante com perfis de temperatura e salinidade em todos contornos abertos e variando em espaço;
- Inclusão de processos de transporte, deposição e erosão de sedimentos em suspensão quando simuladas variações de sedimentos.

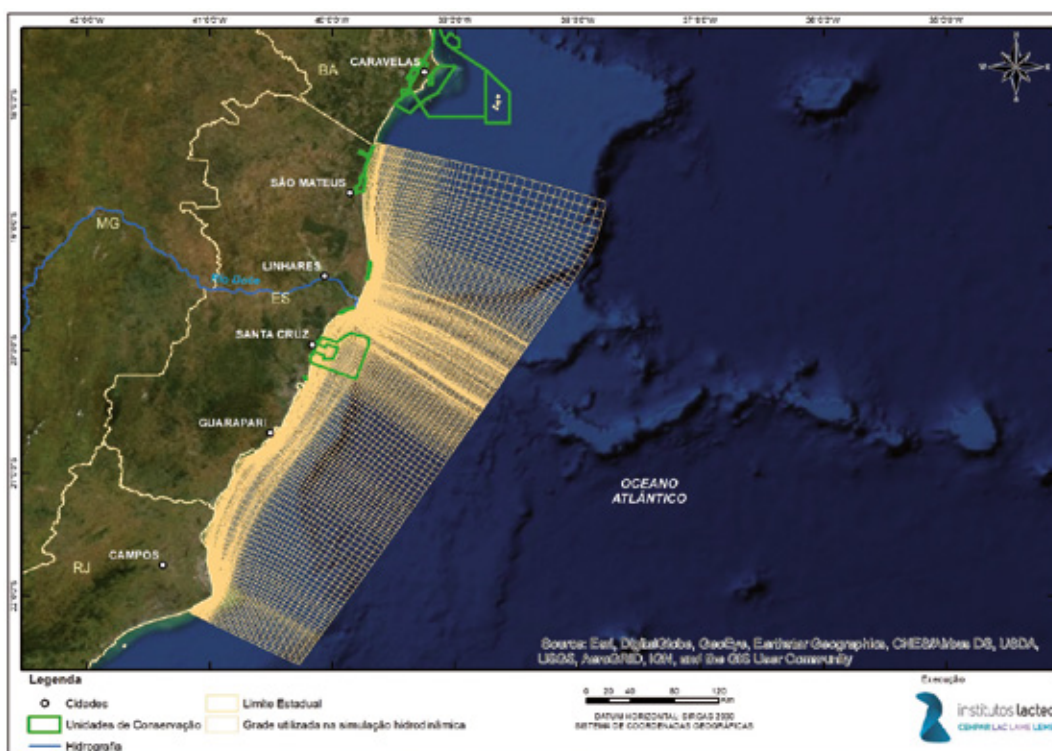
Foi escolhido o sistema de modelos Delft3D (Deltares, 2018), o qual inclui a representação de todos os processos dominantes listados acima. O modelo Delft3D é um modelo com vastas aplicações nacionais e internacionais em ambientes costeiros para fins de análise de impactos ambientais ou obras costeiras e foi validado cientificamente (Deltares, 2008).

6.5.1.2.2 *Abrangência e discretização do modelo: Grade numérica, período, condições iniciais*

A Figura 146 mostra a grade numérica utilizada. Foi escolhida a representação usando uma grade curvilínea, para poder refinar as áreas mais próximas a foz do Rio Doce e melhorar a aproximação

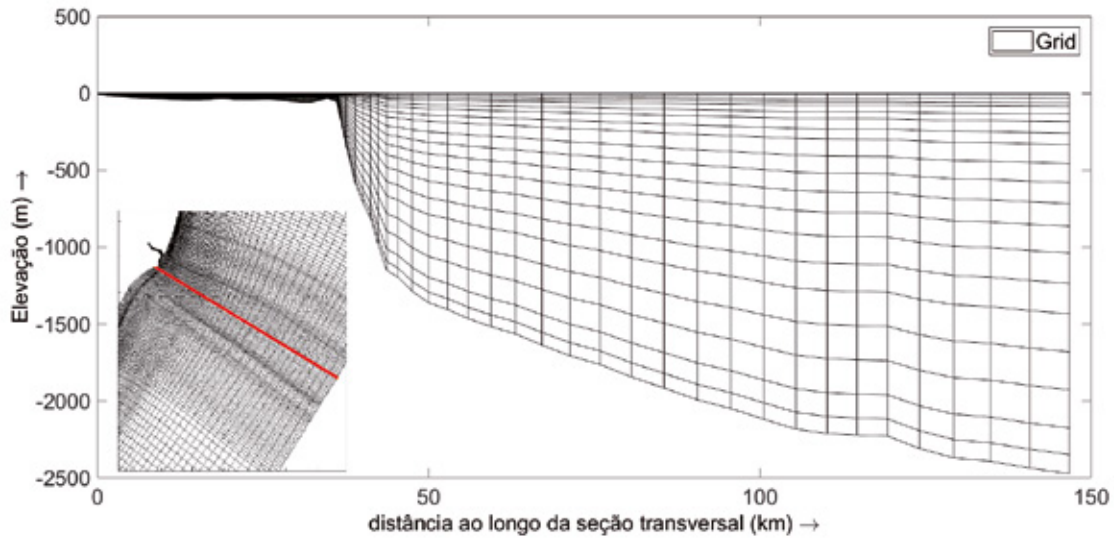
da linha costeira para o cálculo mais preciso da pluma perto da foz e da costa. Nesta grade foram interpolados dados batimétricos das cartas náuticas (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a, 2019d). A Figura 147 mostra a variação vertical da grade numérica para qual foi escolhido o sistema de coordenadas sigma. Isto permite resoluções verticais melhores em águas rasas e assim representa melhor os efeitos batimétricos e as plumas finas. Foram escolhidas 20 camadas sigma para as simulações, com variação vertical não equidistante, permitindo assim obter espessuras finas das camadas na superfície e aumentando as camadas em regiões mais profundas. A grade assim tem aproximadamente 30.000 células na horizontal e considerando 20 camadas, aproximadamente 600.000 células no total. As células menores (perto da foz do Rio Doce) são aproximadamente 20x20m e com espessura das primeiras camadas submétrica. A Figura 148 apresenta a variação vertical da grade na parte rasa.

Figura 146 – Grade numérica do LACTEC vista em planta



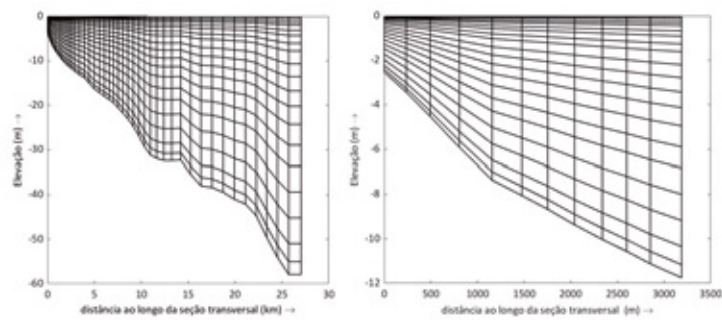
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 147 – Grade do LACTEC vista em corte transversal



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 148 – Grade do LACTEC vista em corte transversal nas áreas rasas da grade

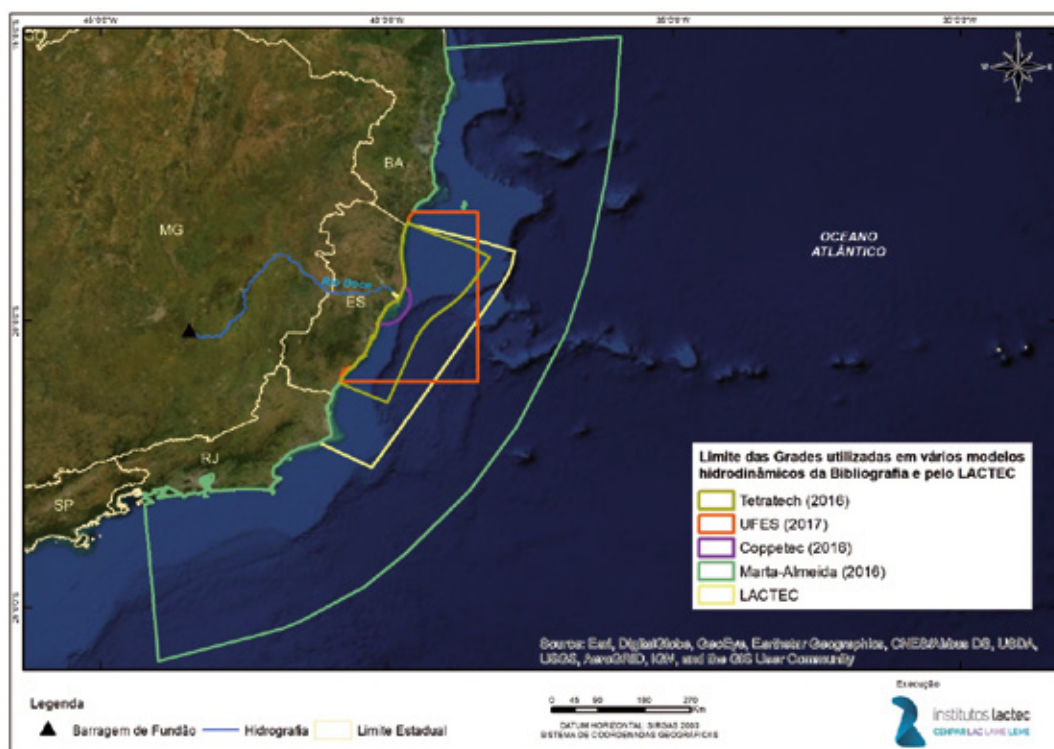


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Para comparação com outros estudos de modelagem (detalhados na Tabela 28) foram plotados³, na Figura 149, os contornos dos domínios utilizados, ilustrando que o modelo apresentado aqui é o segundo maior de extensão.

³ Não foi plotado o limite da malha de Magris et al (2019) na Figura 149 pois é coincidente com o de Marta-Almeida et al (2016).

Figura 149 – Comparação entre o limite das grades numéricas (Tabela 28) e da grade do LACTEC



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

O modelo numérico resolve nesta grade discreta as equações de conservação (quantidade de movimento, massa, massa de solutos, energia (térmica)) em passos discretos temporais. Foi utilizado um passo temporal de 1 min. O período simulado foi de 21.10.2015 a 20.10.2016 em qual, seguindo as análises de medições de qualidade de água, espera-se as principais alterações devido ao rompimento da barragem de Fundão. Lembrando que a pluma de rejeitos chegou aproximadamente 21.11.2015 na foz do Rio Doce, permitindo assim um período de “aquecimento” do modelo. Isto fez-se necessário, já que foram utilizados como condições iniciais (para velocidade, temperatura, salinidade) valores interpolados do modelo de grande escala Hycom (Wallcraft e Metzger, 2009). Para concentração de sedimento e traçadores utilizados na quantificação foi utilizado o valor nulo como condição inicial. Isto permite que as concentrações simuladas possam ser relacionadas diretamente ao Rio Doce e a onda de rejeitos, e evitar que sejam mascaradas com concentrações oriundas de outras fontes (outros rios, ressuspensão do sedimento antes do desastre, etc.). Desta forma, não foram consideradas concentrações *background* antes do rompimento.

6.5.1.2.3 Condições de contorno: forçantes e cenários

Em todos os contornos abertos (contorno marinho com mar aberto, contorno superfície/fundo e contorno terrestre com rios afluentes) é necessário definir os forçantes para todos os parâmetros e para cada passo temporal.

o contorno oceânico foi utilizada a condição de contorno de tipo Riemann (Deltares, 2018), a qual incorpora tanto informações de velocidade, como profundidade e nível (marés). Para isto, foram utilizados perfis de velocidade do modelo Hycom (Wallcraft e Metzger, 2009) e dados de maré do modelo global TPXO (Egbert e Erofeeva, 2002) que foram interpolados ao longo do contorno da grade do modelo Delft3D para cada passo temporal do período de simulação. Adicionalmente, foram utilizados dados de perfis de salinidade e temperatura do modelo Hycom como forçantes baroclínicos, também interpolados ao longo do contorno da grade para cada passo temporal.

Na superfície da grade foram utilizados dados de velocidade do vento (com variação temporal e espacial), para permitir ao modelo o cálculo do atrito superficial, bem como a variação temporal e espacial da pressão atmosférica, para considerar efeitos meteorológicos. Para isto, os dados do modelo NCEP CSVF2 foram interpolados na grade do modelo através de própria ferramenta do Delft3D. Para a modelagem de transferência de calor na interface ar-água foi utilizado o modelo de transferência de calor tipo Ocean, para o qual foram interpolados valores de temperatura do ar, umidade relativa, cobertura de nuvens e radiação solar, oriundos do modelo NCEP CSVF2 na grade do modelo Delft3D através de ferramenta própria do Delft.

No contorno do fundo foi definido um coeficiente de Manning constante de 0,02 para o modelo calcular o atrito no fundo.

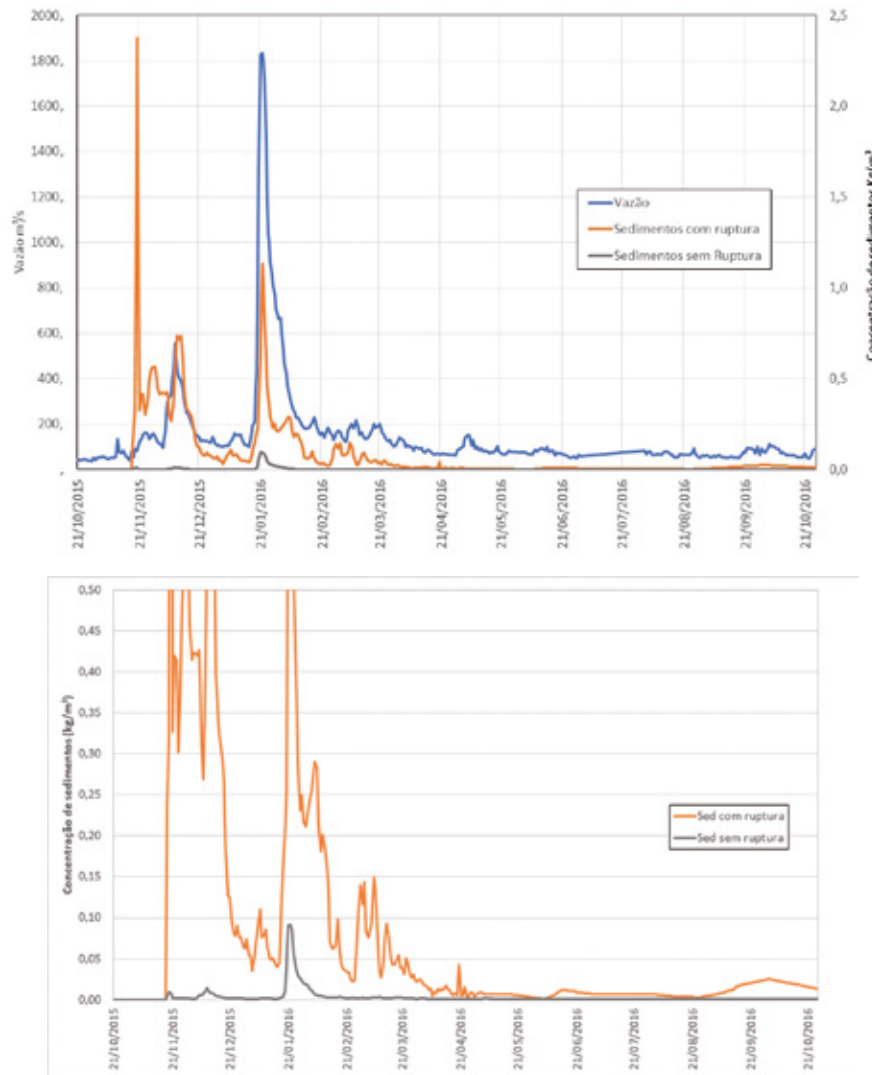
No contorno terrestre, a entrada do rio Doce foi representada como descarga, para a qual foram utilizados os valores de vazões medidas, salinidade nula, temperatura medida e concentrações de sedimento de acordo com o cenário (cenário 1: sem rompimento, concentração de sedimento em suspensão calculada através da vazão medida e usando a curva chave sólida pré rompimento; cenário 2: com rompimento, utilizando as concentrações de sedimentos em suspensão medidas). O sedimento foi caracterizado como sedimento coesivo com massa específica de 2000 kg/m^3 para ambos cenários seguindo a caracterização do rejeito, realizada pelo LACTEC (Capítulo 6.2).

Adicionalmente, foi definida uma concentração de um traçador na entrada do rio Doce (sem efeitos para a hidrodinâmica) para quantificar a dispersão de uma substância conservadora (sem reações, decaimento ou sedimentação) para ambos os cenários. A condição de contorno para o traçador corresponde a variação do valor da distribuição temporal dos valores de sedimentos em suspensão. O traçador representa uma substância dissolvida (porém não passa por processos de reações químicas). A dispersão da pluma do traçador indica a área onde substâncias dissolvidas podem chegar, para a definição da área afetada. O sedimento representa outra informação, com foco na parte sólida e substâncias adsorvidas.

A Figura 150 mostra a variação de vazão e das concentrações de sedimentos em suspensão entre os cenários (com e sem rompimento) adentrando no mar pela foz do rio Doce.

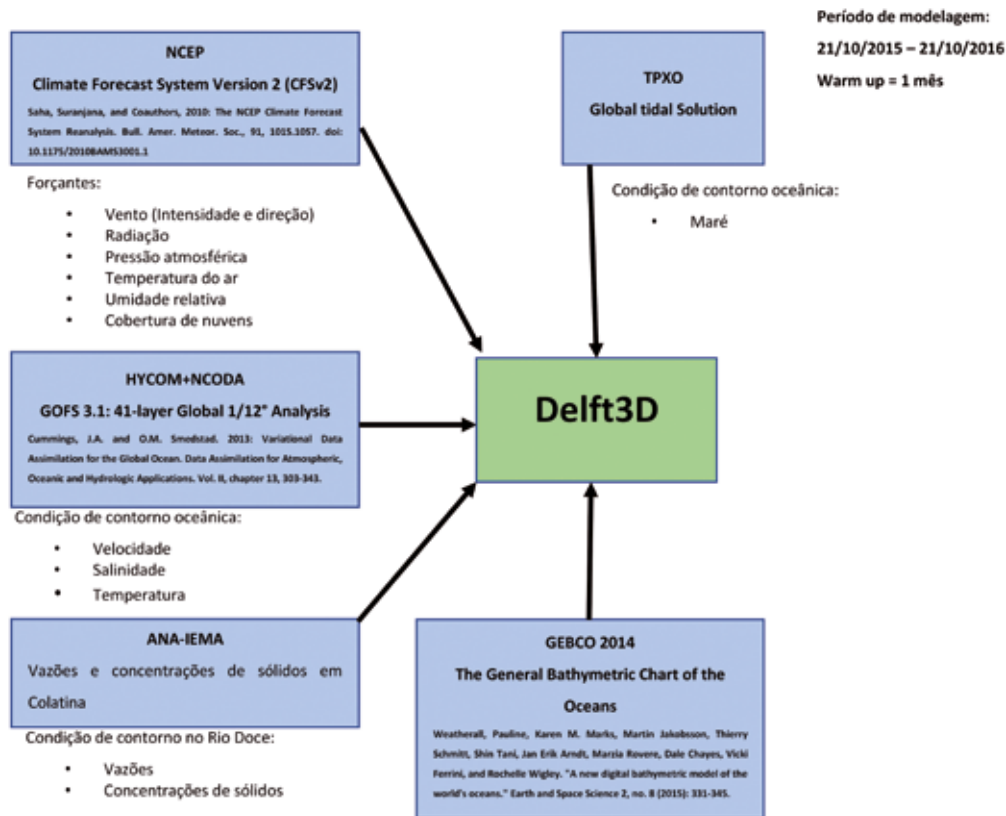
A Figura 151 apresenta esquematicamente todas as variáveis de entrada envolvidas no processo modelado pelo Delft3D.

Figura 150 – Vazões e concentrações de sedimento em suspensão (em Colatina) utilizados para o cenário com e sem rompimento. Figura abaixo corresponde a uma amplificação para melhor visualização das concentrações de menor magnitude.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 151 – Dados de entrada utilizado no modelo Delft



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

6.5.1.2.4 Calibração do modelo: estudos de sensibilidade

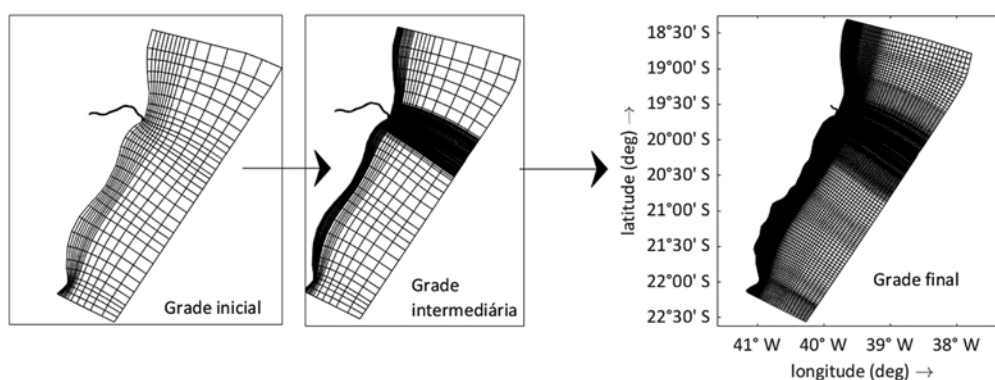
Para análise da qualidade do modelo foram comparados os parâmetros simulados com os medidos no mesmo período. Neste processo iterativo foram aprimoradas as resoluções espaciais (grade), temporais (duração de simulação) e as condições iniciais e de contorno, até conseguir reproduzir padrões similares em termos estatísticos entre simulações e medições. Foram utilizados principalmente os dados dos marégrafos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019d) nos locais de Regência, Tubarão, Itapimirim, São João da Barra, Cabo São Tomé, os dados dos correntômetros (ADCP) e perfilhadores da coluna da água (CTD) da Fundação Renova (Ambilev 2016a-e), dados da boia Vitoria (Marinha, 2017), dados de medições com boia de deriva (Figura 152), dados de modelos globais (Hycom, temperatura, salinidade, velocidade (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019d)) e dados das campanhas de qualidade de água (item 2.2 do Tomo II – Ambientes Aquáticos Continentais) e medições com sensoriamento remoto. A calibração e otimização do modelo foi feita aprimorando as resoluções e condições de contorno, bem como utilizando análises de sensibilidade, variando parâmetros desconhecidos e analisando as consequências em relação a extensão da área da passagem da pluma. A Figura 153 ilustra o refinamento ocorrido na grade.

Figura 152 – Localização das estações (réguas, marégrafos, ADCPs e CTDs) ao longo da área de estudo



Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

Figura 153 – Análise de sensibilidade: refinamento da grade



Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

6.5.1.2.5 Determinação da área de passagem da pluma de rejeitos

Os resultados obtidos das duas simulações (cenário sem e com rompimento) foram processados para definir a área da passagem da pluma. Para isto, foi utilizado o resultado das distribuições de concentração do traçador artificial acrescentado nas simulações. O traçador não passa por processos de deposição e erosão e foi considerado um indicador conservador para definição da área da pluma, associado especificamente ao transporte e dispersão de substâncias dissolvidas oriundas do rompimento.

Para isto foi calculada a diferença da distribuição de concentração do traçador do cenário com rompimento e do cenário sem rompimento. Valores positivos demonstram que concentrações aumentaram devido ao rompimento e valores negativos que concentrações diminuiram devido ao rompimento. Isto foi feito para cada passo temporal do período simulado e para cada célula numérica.

Esta comparação, porém, quantifica variações de concentração na ordem da precisão do método numérico implementado, que considera muito mais casas decimais do que é possível medir ou observar na realidade. Também devem ser consideradas as incertezas devidas as simplificações da modelagem e das condições de contorno. E, finalmente, deve ser considerada uma diferença de concentração limite mínima para limitar a área da pluma, já que teoricamente a pluma atinge os oceanos do mundo todo, porém, com concentrações minúsculas. Esta diferença da concentração mínima considerável foi definida em 1 mg/L, seguindo as análises de incertezas da modelagem e análises de incertezas de análises químicas e biológicas. Consequentemente, diferenças de concentrações abaixo de 1 mg/l não foram consideradas.

As distribuições de diferenças de concentração (sem e com rompimento, acima do valor mínimo) foram analisadas com foco nas diferenças na camada superficial, onde ocorreram as maiores diferenças.

Os percentis relacionados as maiores concentrações foram calculadas através dos percentis 95%. Obteve-se a concentração correspondente a um percentil 95% para cada coordenada do mapa. Ou seja, 5% do tempo numa coordenada especifica a concentração foi maior que o percentil 95%. Para classificar a pluma em grau de intensidade, todos os valores dos percentis 95% foram agrupados e foram calculados os percentis 95%, 85% e 66% desta série de percentis 95% de concentração. A região que apresentou o percentil maior que 95% desta série foi considerada a região de pluma muito intensa. A região onde apresentou o percentil de 85% a 95% foi considerada região de pluma intensa, o percentil de 66% a 85% pluma intermediária e abaixo 66% pluma branda.

6.5.2 RESULTADOS

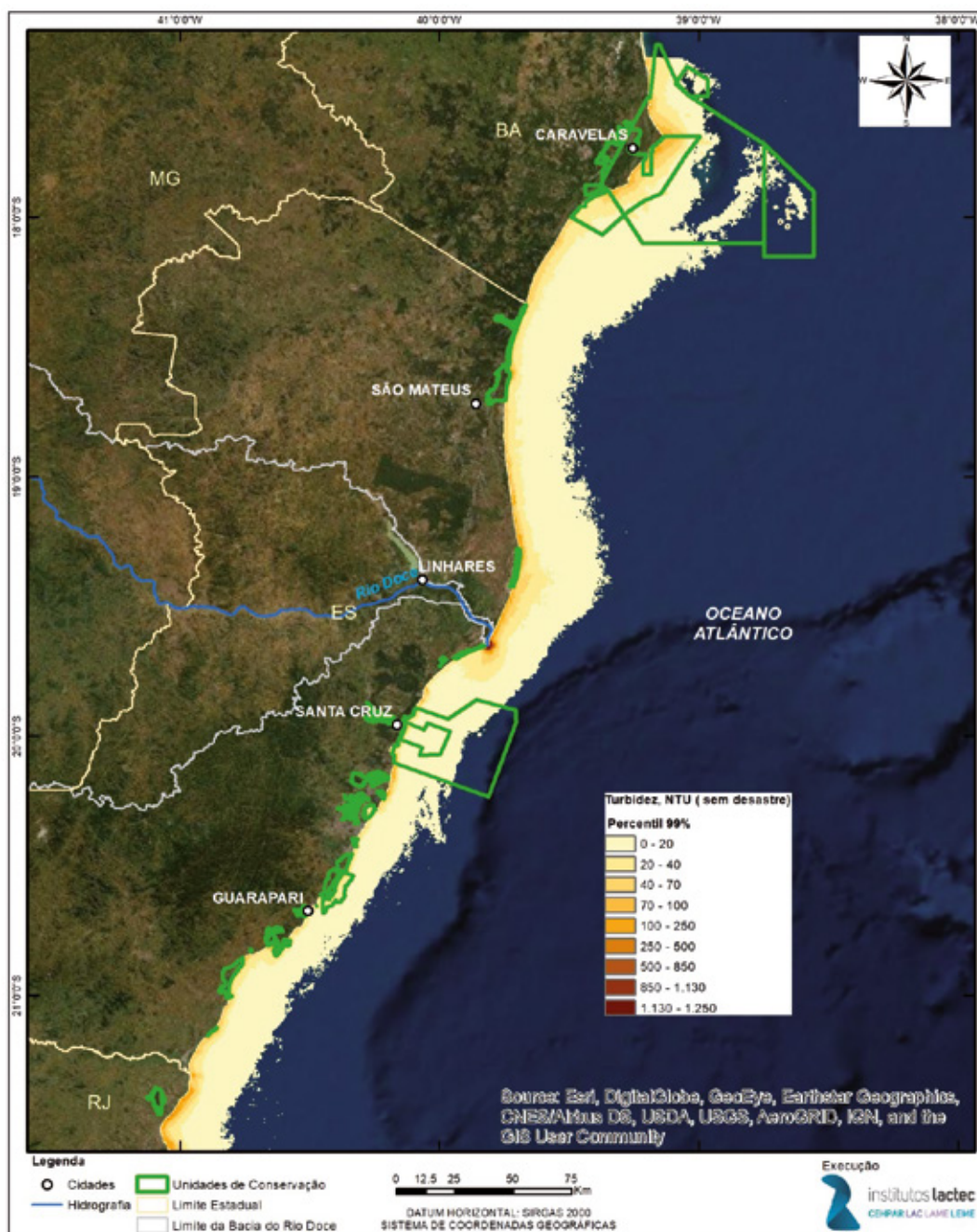
Os resultados aqui apresentados confrontam dados de modelagem com dados de sensoriamento remoto entre si, bem como entre dados secundários e primários, e resultados de modelagens de outros autores.

6.5.2.1 Sensoriamento Remoto

Os resultados do sensoriamento remoto por imagens de satélite para o nível de turbidez e para o percentil 99 são apresentados na Figura 154 (pré-desastre) e na Figura 155 (pós-desastre). Os valores da turbidez estão representados em cores, sendo que quanto maior o valor, mais turva é a água. O percentil é um indicativo dos valores máximos ocorridos no período entre 2013 a 2015, por exemplo, o percentil 99 indica que 99% dos dados de turbidez estão abaixo desse valor, ou seja 1% acima. Em todas as figuras os maiores valores ocorrem na foz do rio Doce e na unidade de conservação Cassurubá, sendo que na foz do rio Doce é o local que ocorrem os maiores valores. Na região da unidade de conservação de Abrolhos houve uma pequena alteração de classe, isto é, antes do desastre já haviam eventos que modificavam levemente (10 NTU antes e após o desastre) a turbidez nesta região.

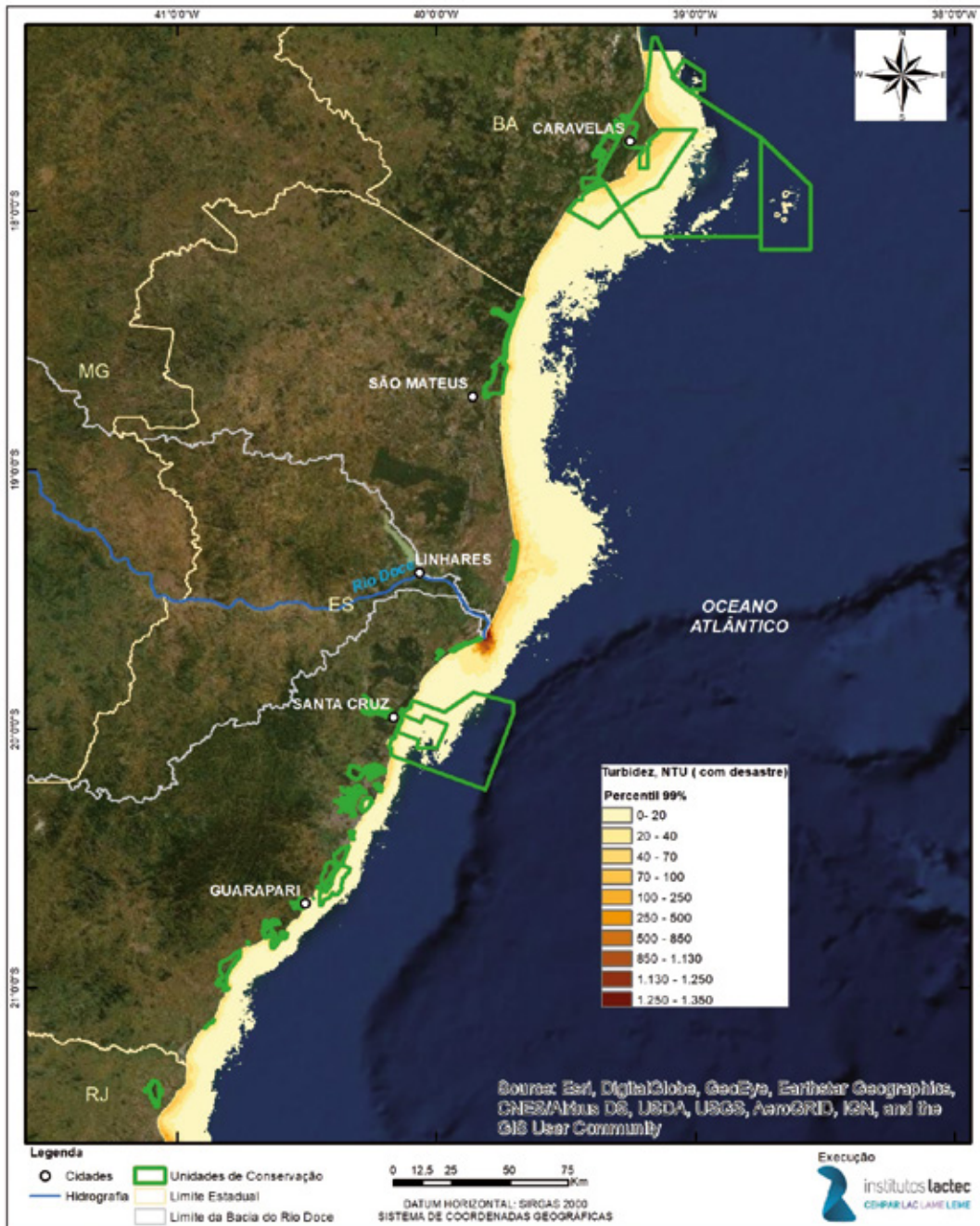
Importante destacar que estes resultados não permitem identificar a causa de valores de turbidez sendo maiores ou menores. Especificamente não é válido associar todas os valores de turbidez das imagens a descarga do Rio Doce. O aumento de turbidez pode ter várias causas, além das descargas dos rios nos estuários (Doce, Caravelas, etc.), sendo por exemplo a ressuspensão de sedimento nas praias, justificando por exemplo o aumento da turbidez na região costeira ou em regiões rasas (plataforma de Abrolhos).

Figura 154 – Níveis de turbidez obtidos de imagens de satélite para o percentil 99 (P99) representado por cores, isto é, 1% dos dados de turbidez no período entre 2013 a 2015 (Pré-desastre) são maiores do que os valores do P99.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

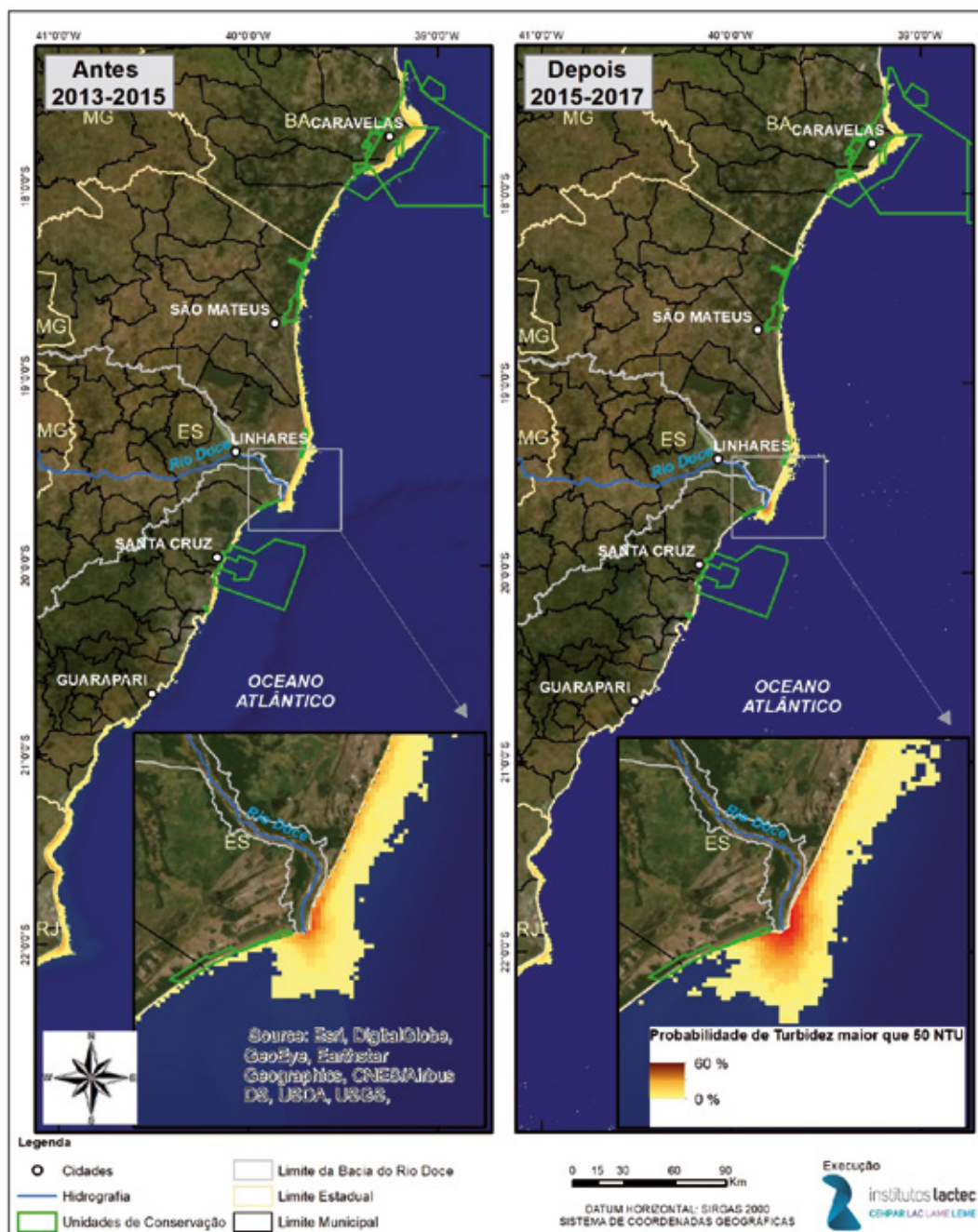
Figura 155 – Níveis de turbidez para o percentil 99 (P99) representado por cores, isto é, 1% dos dados de turbidez no período entre 2015 a 2017 (pós-desastre) são maiores do que os valores do P99.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

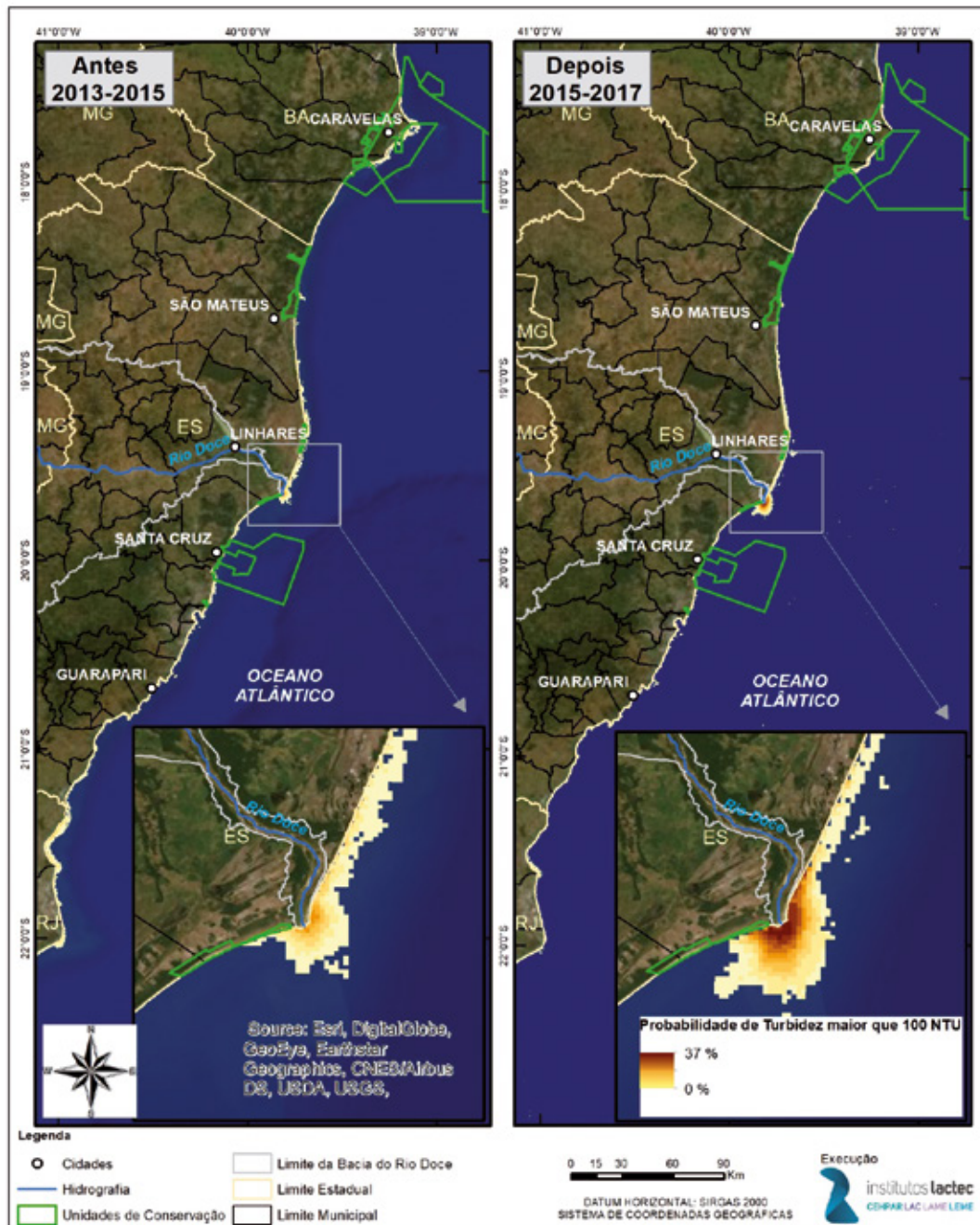
A Figura 156 e Figura 157, apresentam a frequência de NTU > 50 antes (01/03/2013 a 21/11/2015) e após o desastre (21/11/2015 a 01/04/2017) e NTU > 100 antes e após o desastre, respectivamente. Observa-se que a diferença entre com e sem o desastre é observado principalmente na foz do rio Doce onde a probabilidade da turbidez > 50 NTU atingiu 60% no cenário após o rompimento de Fundão e de 30% no cenário pré desastre. Enquanto na probabilidade da turbidez > 100 NTU atingiu 37% e 13% nos cenários pós e pré rompimento respectivamente.

Figura 156 – Proporção da ocorrência de turbidez > 50 NTU representado por cores.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

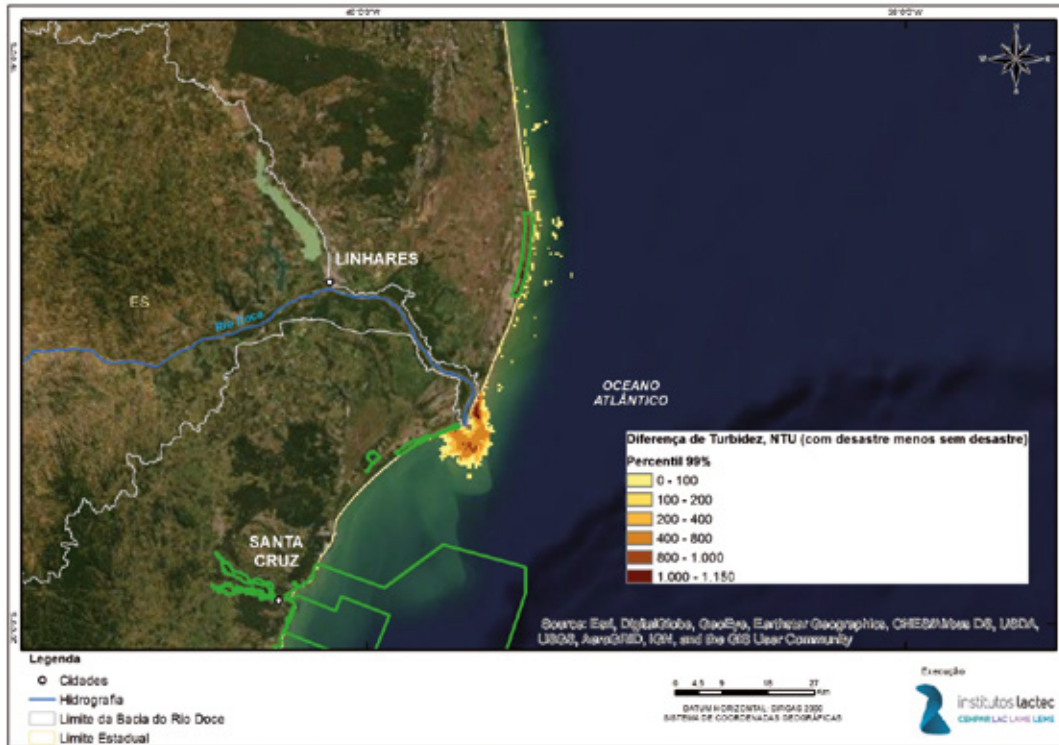
Figura 157 – Proporção da ocorrência de turbidez > 100 NTU representado por cores.



Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

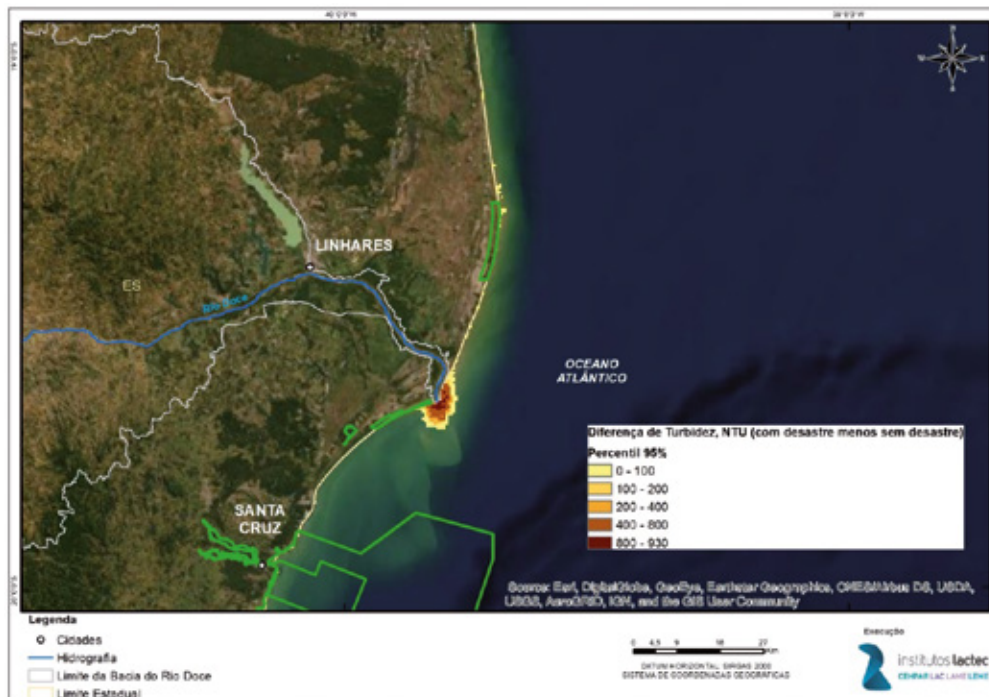
O efeito do desastre na turbidez pode ser estimado pela diferença entre a turbidez pós desastre e pré desastre. A Figura 158 apresenta esta diferença para o percentil 90, 95 e 99. Importante destacar que a diferença, além de contabilizar os efeitos do desastre, inclui também efeitos de diferenças meteorológicas, hidrológicas e oceanográficas, já que se faz a comparação de dois períodos distintos. Para eliminar estes efeitos foi utilizada a modelagem matemática (capítulo 6.5.2.2) que simulou o mesmo período, mas com concentrações do Rio Doce sendo diferente (com e sem desastre).

Figura 158 – Diferença entre os percentis P99: PÓS-DESASTRE – PRÉ DESASTRE mostrando as áreas afetadas pelo desastre.



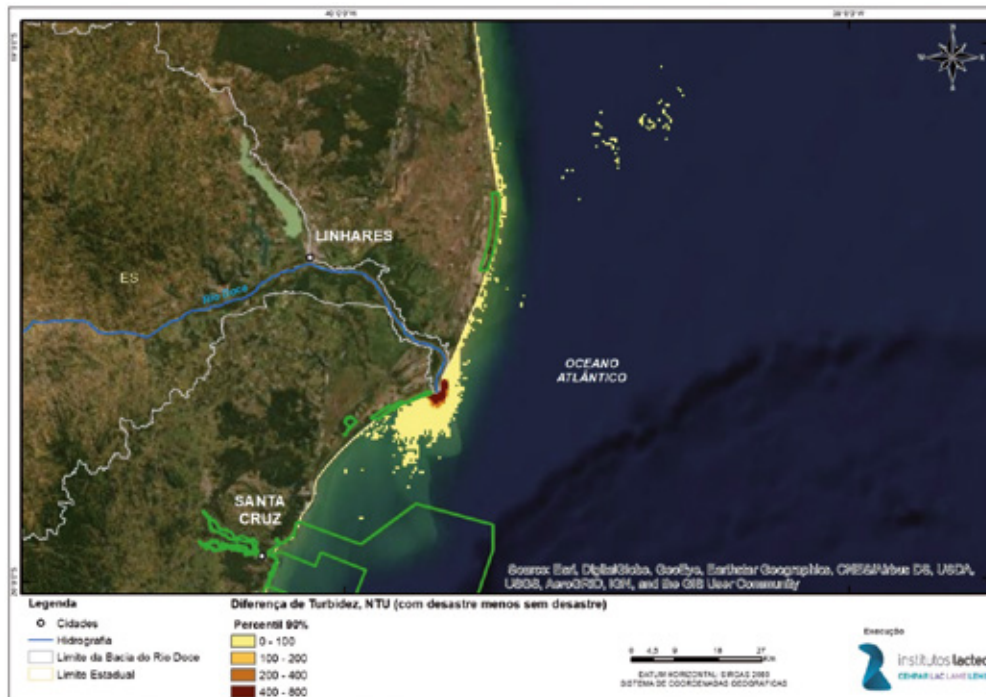
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 159 – Diferença entre os percentis P95: PÓS-DESASTRE – PRÉ DESASTRE mostrando as áreas afetadas pelo desastre.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 160 – Diferença entre os percentis P90: PÓS-DESASTRE – PRÉ DESASTRE mostrando as áreas afetadas pelo desastre.



Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

A análise da turbidez na área de estudo por meio de satélite (MODIS) mostrou que a foz do rio Doce já apresentava altos valores de turbidez antes do desastre. Além disso, a região da unidade de conservação Cassurubá é o segundo local com os maiores valores já antes do desastre. O Parque Nacional de Abrolhos já apresentava em aproximadamente 1% do tempo água turva (5 a 16 NTU) no período antes do desastre.

O sensoriamento remoto mostrou que a turbidez após o desastre de Fundão foi maior que antes junto a foz do rio Doce, principalmente nos valores extremos. Com os dados monitorados e a resolução, não tem como afirmar que a pluma chegou até Abrolhos, mas há indícios que esta pode ter chegado até Costas das Algas. Também mostrou que praticamente não houve indícios de alterações na unidade de conservação de Cassurubá.

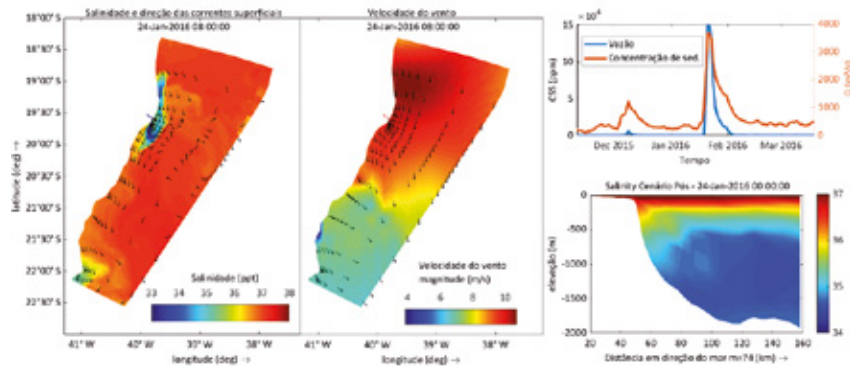
Através do sensoriamento remoto não é possível saber a origem da turbidez, sendo isso uma grande limitação para responder sobre o efeito do desastre. Além disso a turbidez proveniente dos rios é correlacionada com o período seco ou chuvoso. Quando ocorre período chuvoso é mais provável uma maior turbidez dos rios e conseqüentemente do oceano próximos às margens. Portanto a magnitude diferente das cheias e a diferença entre a quantidade das imagens nubladas do antes e após o desastre dificulta uma conclusão mais quantitativa deste método. Por estas limitações, o resultado desta metodologia deve ser visto de maneira qualitativa e não quantitativa, e foi este o motivo de complementar os dados com modelagem hidrossedimentológica.

6.5.2.2 Resultados da modelagem

Após a calibração do modelo, os resultados das simulações hidrodinâmicas foram comparados com dados medidos e de modelos de grande escala (Apêndice H), com o intuito de averiguar se o modelo é capaz de representar os processos dominantes (item 6.5.1.2.1) adequadamente. A comparação com modelo de grande escala certificou a capacidade do modelo de representar os processos dominantes.

A Figura 161 ilustra para um dia específico a variação espacial da salinidade e o campo de velocidade de vento com os respectivos resultados para os campos de velocidade das correntes para a camada superficial.

Figura 161 – Resultados da simulação hidrodinâmica. Esquerda: Variação espacial da salinidade superficial e campo de velocidade na superfície para o dia 24.01.2016. Meio: Variação da velocidade (magnitude) do vento e campo de velocidade do vento. Direita acima: Variação temporal da vazão e concentração de sedimento em suspensão no Rio Doce. Direita abaixo: Corte transversal com variação de salinidade na vertical.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Para a dispersão da pluma foram simulados dois cenários do mesmo período com a única diferença entre eles sendo a concentração de sedimentos em suspensão no Rio Doce (valores medidos (com ruptura) e valores estimados pela curva chave sólida (sem ruptura). Além disso, para fins de comparação adicional, foram simulados traçadores artificiais conservativos (sem processos de sedimentação e/ou erosão) seguindo identicamente as concentrações de sedimento em suspensão no Rio Doce. As simulações foram feitas em computadores com vários núcleos (8) e demoraram 6 dias para finalização da simulação de um ano. Após os procedimentos de aprimoramento e calibração, foram analisados especificamente os resultados da diferença entre as concentrações em suspensão (e traçador) com ruptura e sem ruptura da barragem de Fundão, com foco na camada superficial.

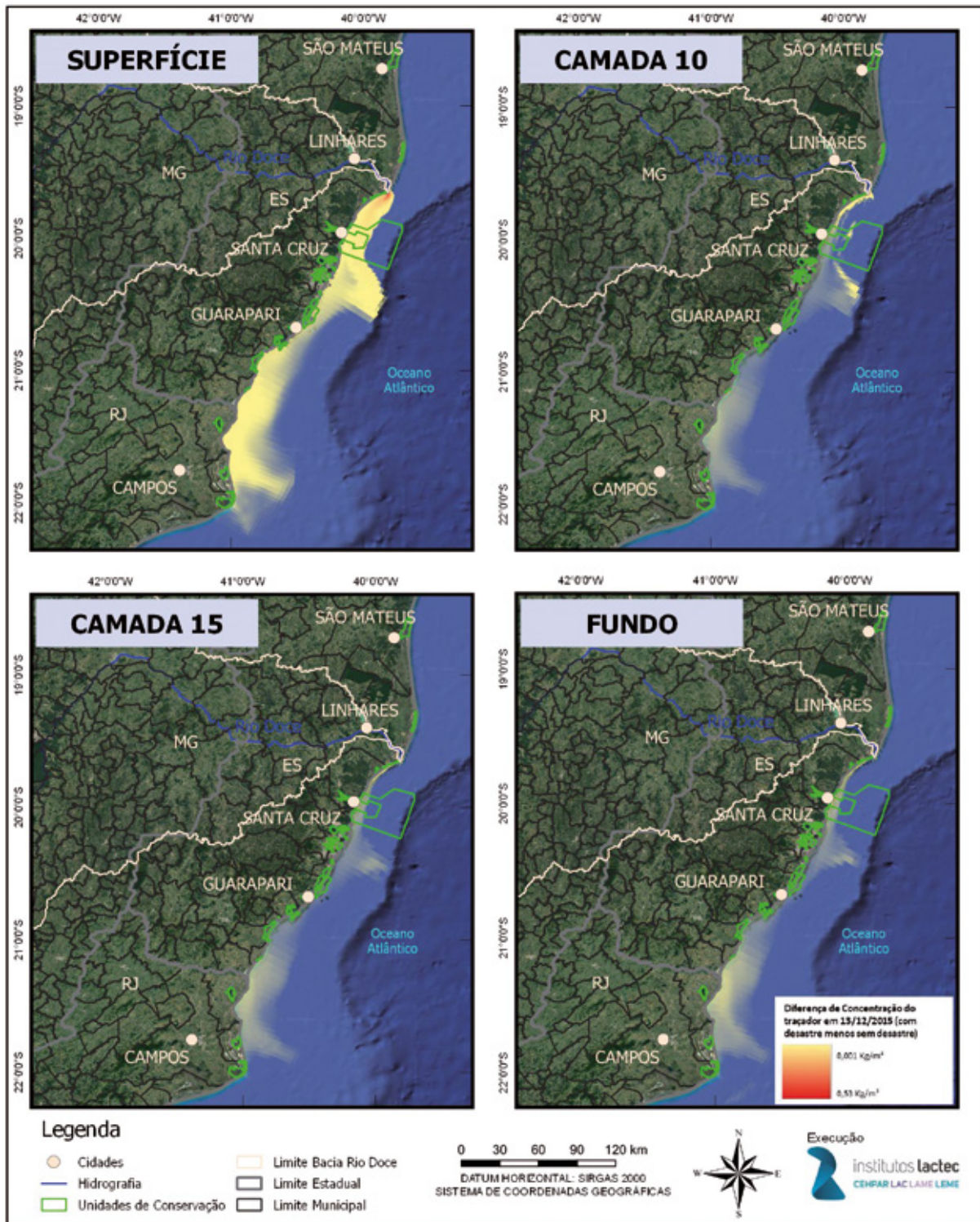
A Figura 162 e a Figura 163 apresentam os resultados da diferença das concentrações do traçador (com e sem ruptura) em várias camadas (profundidades) em 13/12/2015 e 24/01/2016 e fica claro que o maior efeito do desastre está nas 5 primeiras camadas superficiais o que corresponde a 5,5% da profundidade total (ou seja, de 0,55 a 2,75 metros de profundidade na plataforma continental). Este comportamento (em relação a profundidade) se repete aproximadamente para outros instantes.

Distribuição espacial da pluma

O resultado da simulação mostra que a pluma de rejeitos se expandiu para a direção sul do momento da chegada da pluma no mar (21/11/2015) e final de 2015. Já em 2016, a pluma se desloca para norte e para leste muito influenciada pelo regime de correntes e ventos.

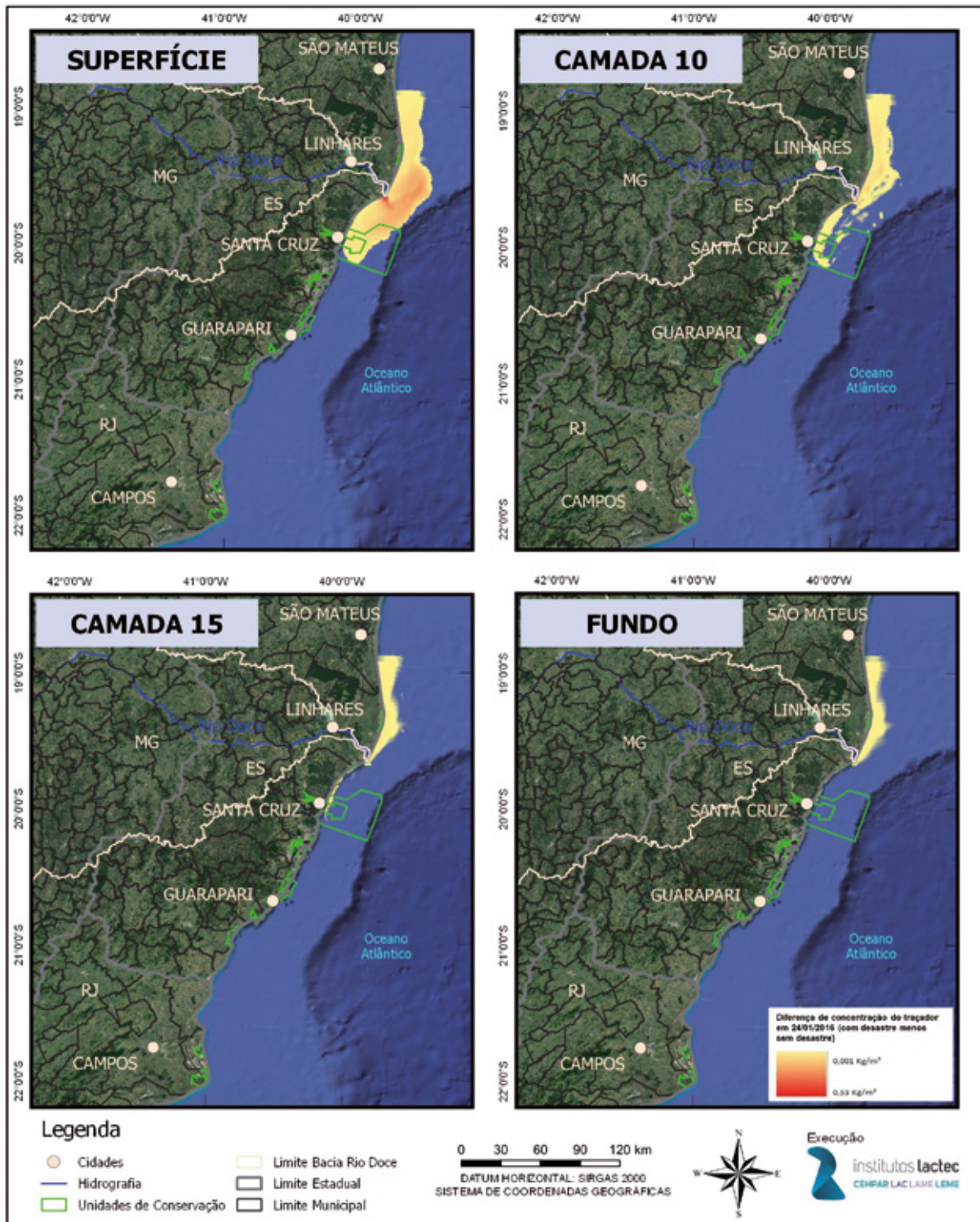
A Figura 164 mostra as extensões da pluma na camada superficial (diferenças de concentrações entre cenário com e sem rompimento) para dois momentos distintos. A concentração nesta Figura foi obtida pelo traçador, portanto pode ser considerada uma estimativa da área máxima atingida. Os momentos mostrados na Figura são: 13/12/2015 que corresponde ao final de um período de grande aporte de sedimentos que começou na data da chegada do rejeito em 21/11/15 (Figura 150); e 24/01/2016 que corresponde 1 dia após a chegada do pico de sedimentos no mar provindos do rio Doce.

Figura 162 – Concentração de traçador conservativo em várias camadas em 13/12/2015. Da esquerda para a direita e de cima para baixo: a) superfície até a camada 5, b) camada 10, c) camada 15, d) fundo.



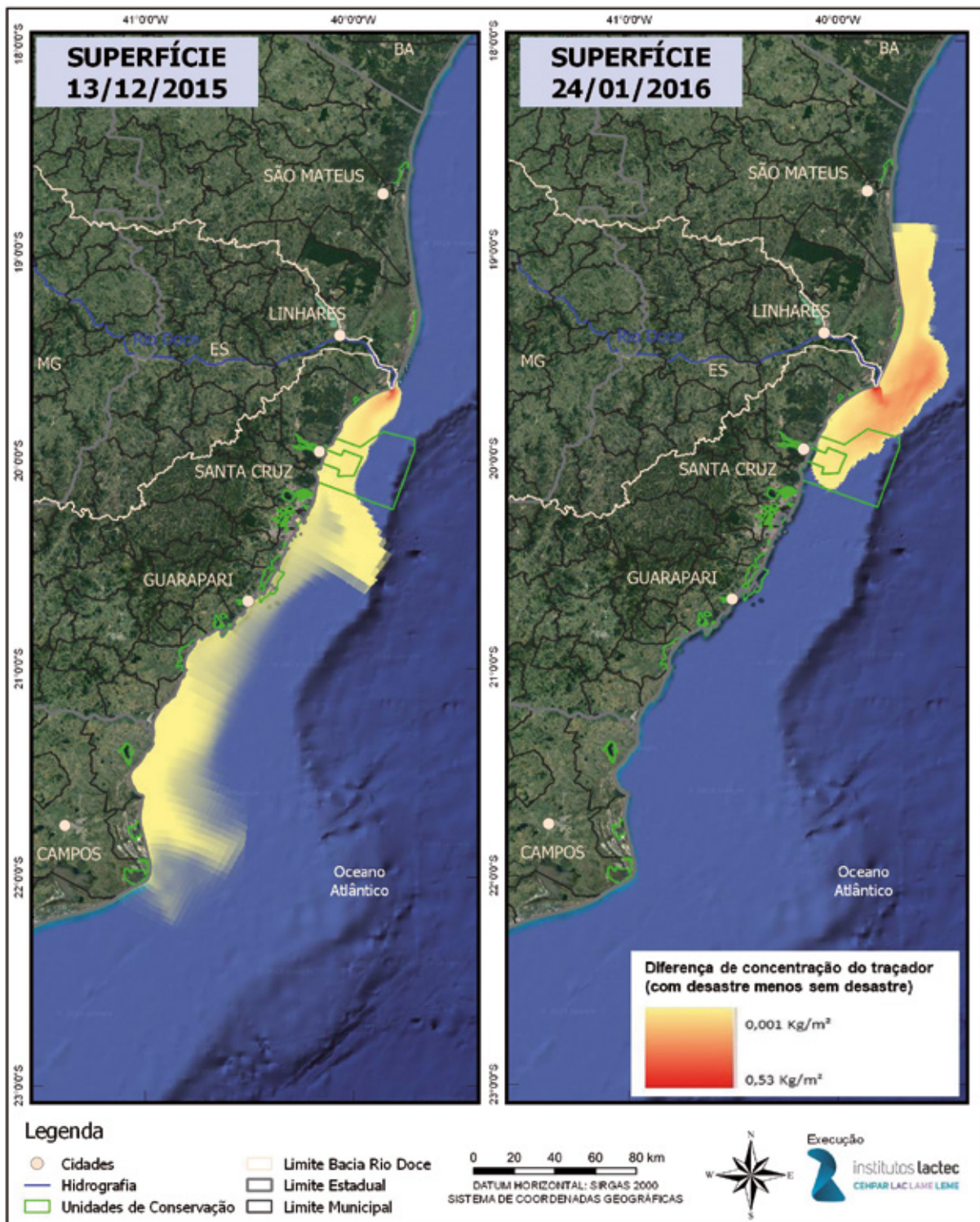
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 163 – Concentração de traçador conservativo em várias camadas em 24/01/2016. Da esquerda para a direita e de cima para baixo: a) superfície até camada a 5, b) camada 10, c) camada 15, d) fundo.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 164 – Pluma do traçador conservativo na camada superficial (diferença de concentração entre os cenários com rompimento e sem rompimento) em dois tempos. Figura da esquerda em 13/12/2015 e da direita em 24/01/2016.

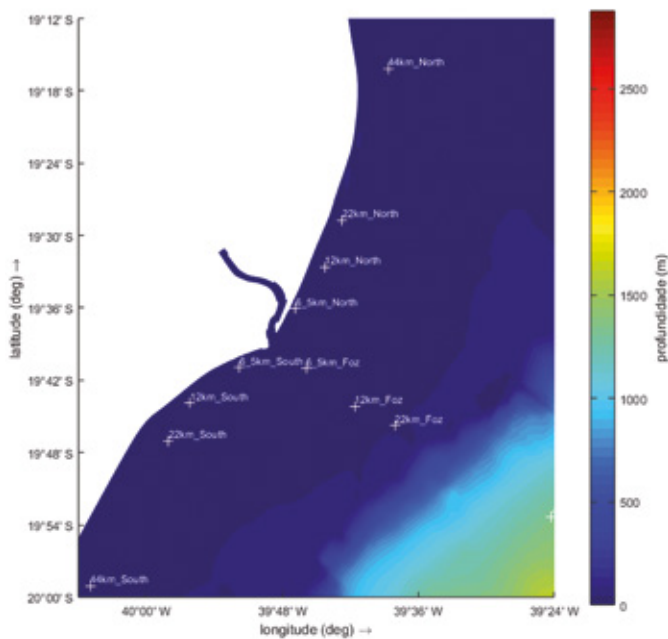


Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Séries temporais

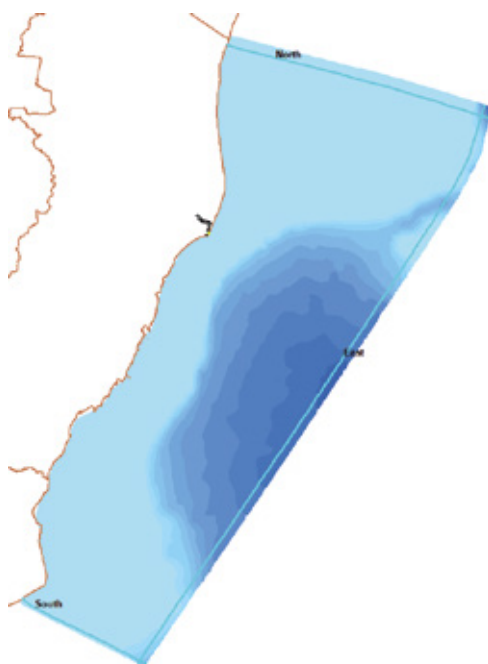
A variação temporal das concentrações do sedimento e do traçador, obtidos da simulação foram analisados em vários pontos do domínio e para o contorno sul, norte e leste da grade do modelo (Figura 165). Nos contornos sul, norte e leste foram definidas seções transversais para o cálculo do transporte cumulativo de sedimentos em suspensão, conforme apresentado na Figura 166.

Figura 165 – Localização dos pontos com séries temporais (resultados do modelo) analisadas.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

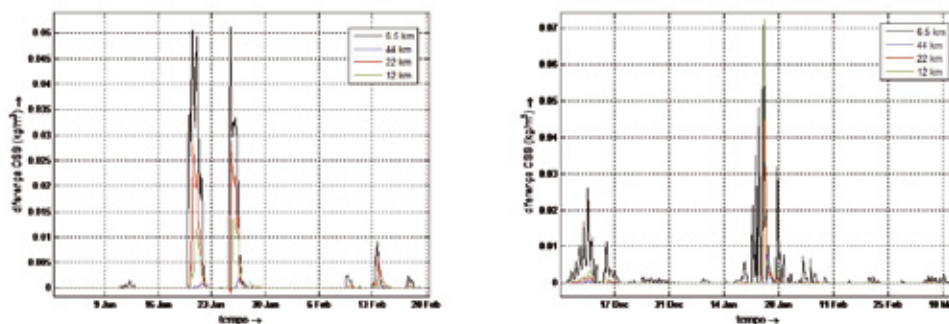
Figura 166 – Seções para cálculo do transporte cumulativo de sedimentos em suspensão nos contornos sul, norte e leste.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

A Figura 167 mostra a variação temporal da diferença da concentração de sedimento em suspensão (CSS com desastre - CSS sem desastre) em vários pontos indo para direção norte e para o sul, afastando-se da foz do Rio Doce e indo em paralelo a linha costeira (cuja localização é apresentada na Figura 164). Nesta variação é possível identificar o pico do desastre, mas também os picos em momentos posteriores a cheia de janeiro, em momentos quando a corrente e o vento estavam transportando o material nas direções norte e sul.

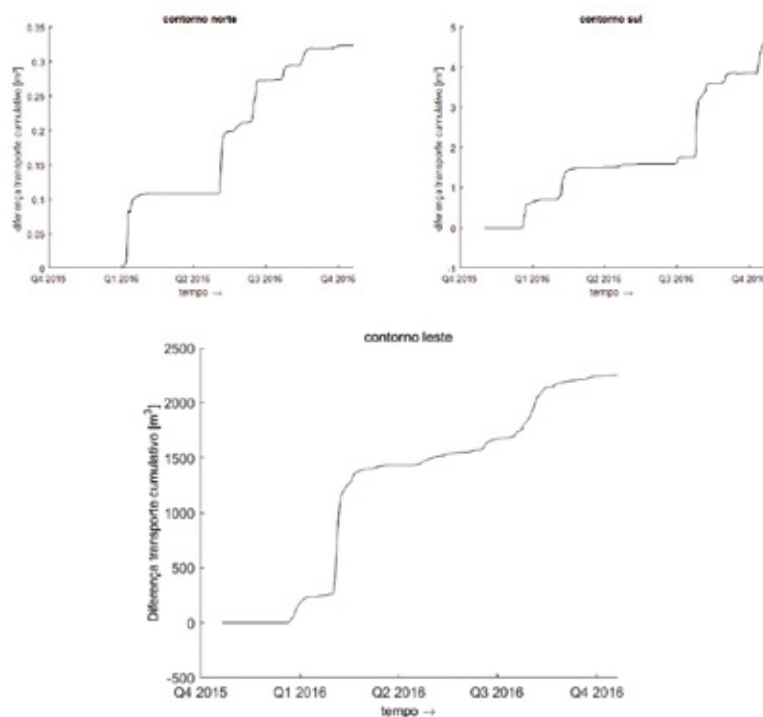
Figura 167 – Acima: Variação temporal de diferença da concentração de sedimento em suspensão (CSS com desastre- CSS sem desastre) em diferentes pontos indo para o norte a partir da foz do Rio Doce. Abaixo: Indo para direção sul.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Para a determinação da quantidade total do material (sedimento em suspensão) transportado neste período para fora da fronteira do modelo, foram calculadas as diferenças do transporte cumulativo para todas as fronteiras e todo o período simulado (Figura 168). Para o contorno norte foram no total aproximadamente $0,35 \text{ m}^3$, para o sul 5 m^3 e para o leste 2500 m^3 .

Figura 168 – Variação temporal da diferença do transporte cumulativo de sedimento em suspensão passando as fronteiras do modelo.

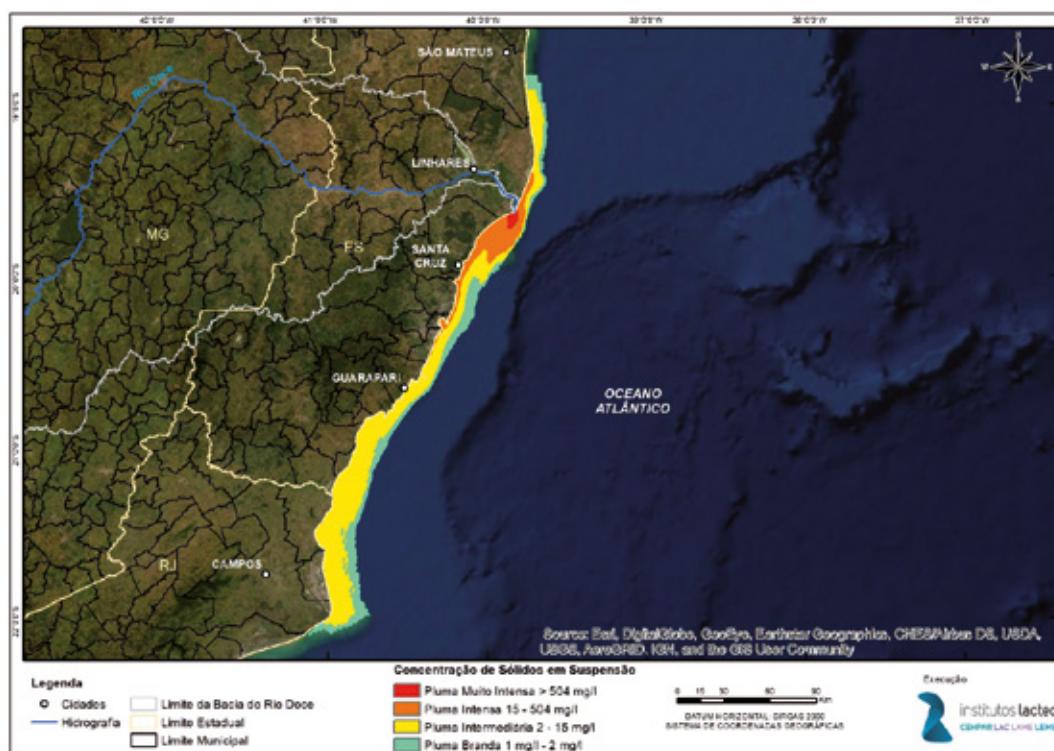


Área de passagem da pluma

A área de passagem da pluma foi calculada através de análise estatística dos resultados das simulações conforme a metodologia apresentada anteriormente. Os percentis 95% da diferença de concentração do traçador (com e sem ruptura) são mostrados na Figura 169. Estes percentis foram classificados conforme a intensidade das concentrações. Desta maneira, a região da pluma muito intensa foi definida como o local onde 5% do tempo ocorreram concentrações (devido a ruptura da barragem de Fundão) maiores que 504 mg/l, na região de pluma intensa 5% do tempo ocorreram concentrações de 15 a 504 mg/l, na pluma intermediária de 2 a 15 mg/l e na pluma branda 1 a 2 mg/l.

A extensão (aproximada) na pluma branda junto a costa foi de 93 km para norte (até o município de São Mateus – ES) e 325 km para o sul (até o município de Campos dos Goytacazes – RJ), e uma largura (avanço para o mar) variável de 12 a 23 km. A pluma intensa se estendeu junto a costa de 30 km para o norte da foz e 118 km para o sul (balneário Ponta da Fruta) e com uma largura variável de 4 a 21 km aproximadamente.

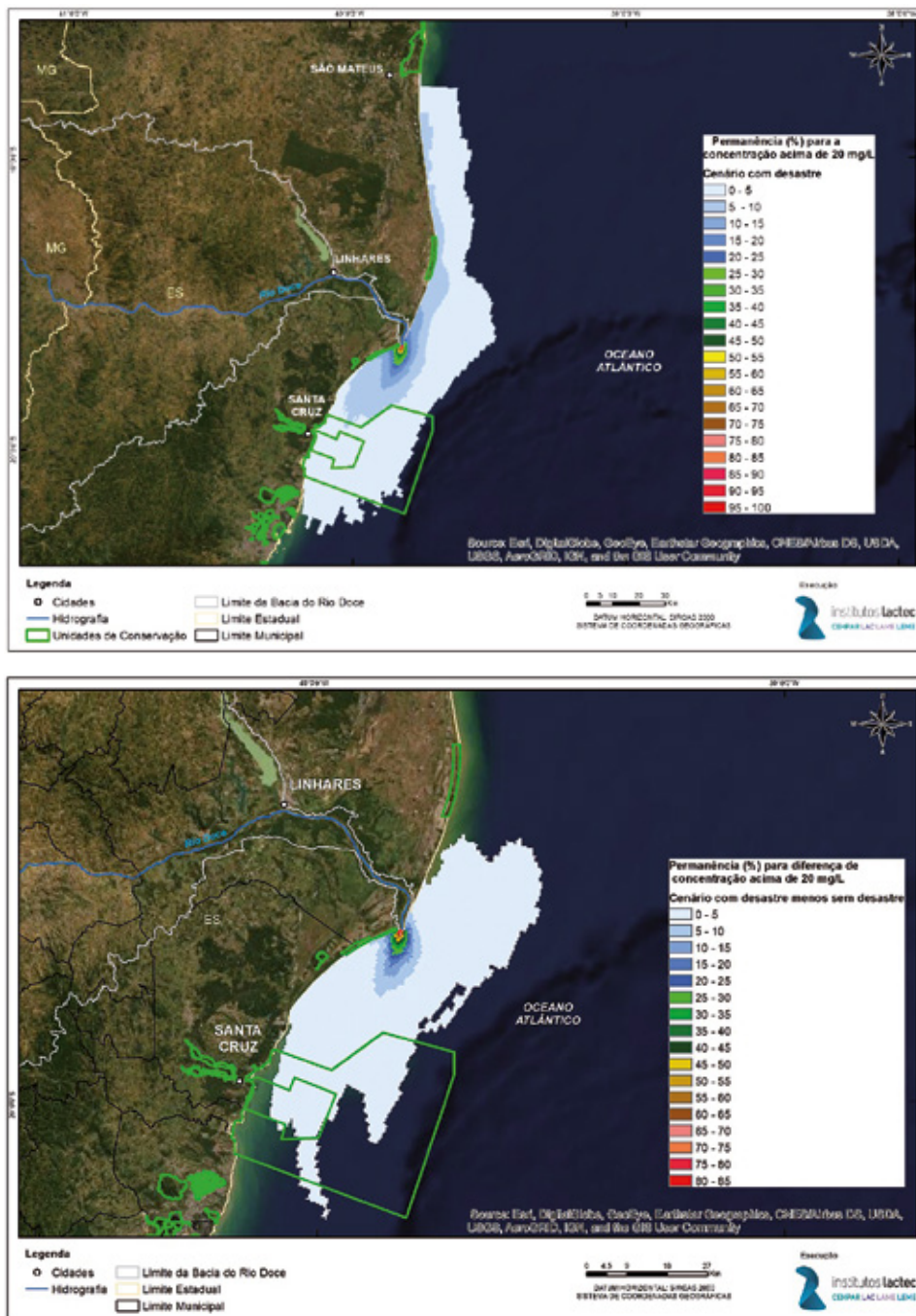
Figura 169 – Percentil 95% da diferença de concentração de traçador (com desastre menos sem desastre), definida como área de passagem da pluma de rejeitos de Fundão.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

A Figura 170 mostra a porcentagem de ocorrências de concentrações acima de 20 mg/l na região simulada no período de 20/11/2015 a 20/03/2016, que é o período com concentrações mais intensas. De março a outubro de 2016, as concentrações vindas do rio Doce são menores, entretanto ainda superiores a condição sem ruptura.

Figura 170 – Permanências para concentração do traçador acima de 20 mg/L. Na Figura superior são as permanências no cenário com ruptura e abaixo as permanências para a diferença de concentração entre cenários com e sem ruptura (ambos obtidos do traçador).



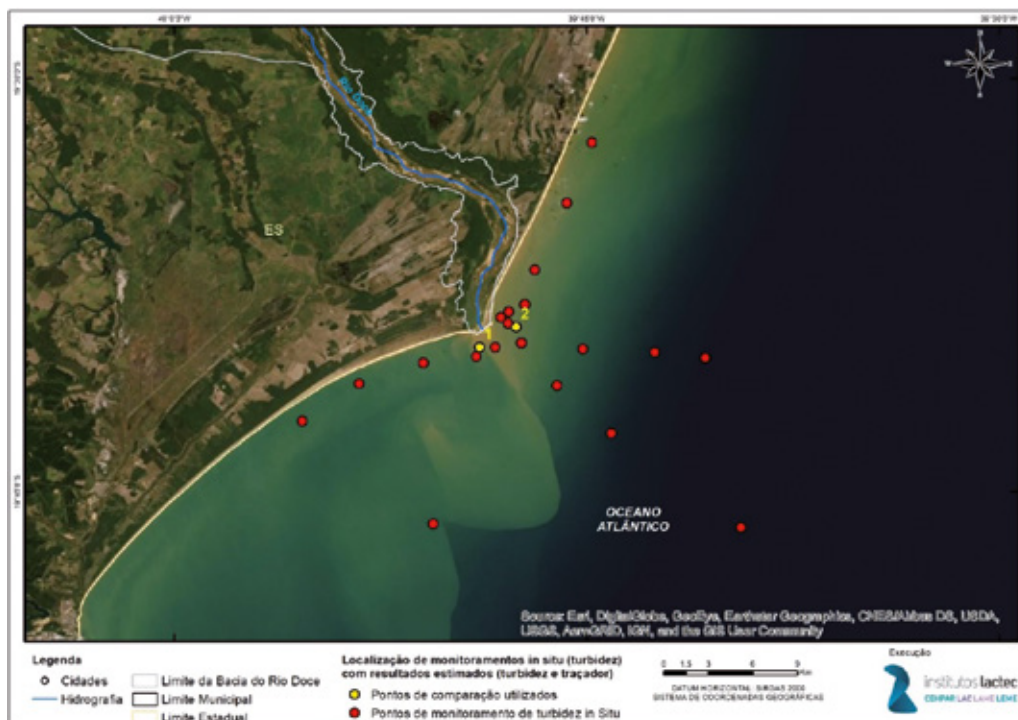
Elaborado por: Instituto Lactec, 2019.

6.5.2.3 Comparação dos resultados com medição *in loco*

Os resultados do sensoriamento remoto e da simulação foram confrontados com resultados de pontos de monitoramento. A Figura 171 mostra a localização de pontos com monitoramento *in situ* de turbidez. A Figura 172 e a Figura 173 mostram a série temporal dos dados obtidos pela medição *in situ* de turbidez, estimativa da turbidez por imagens de satélite e concentração do traçador obtida da simulação nos pontos apresentados na Figura 171. Os dados de turbidez *in situ* foram obtidos do plano emergencial e do PMQQS (Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático) da Fundação Renova.

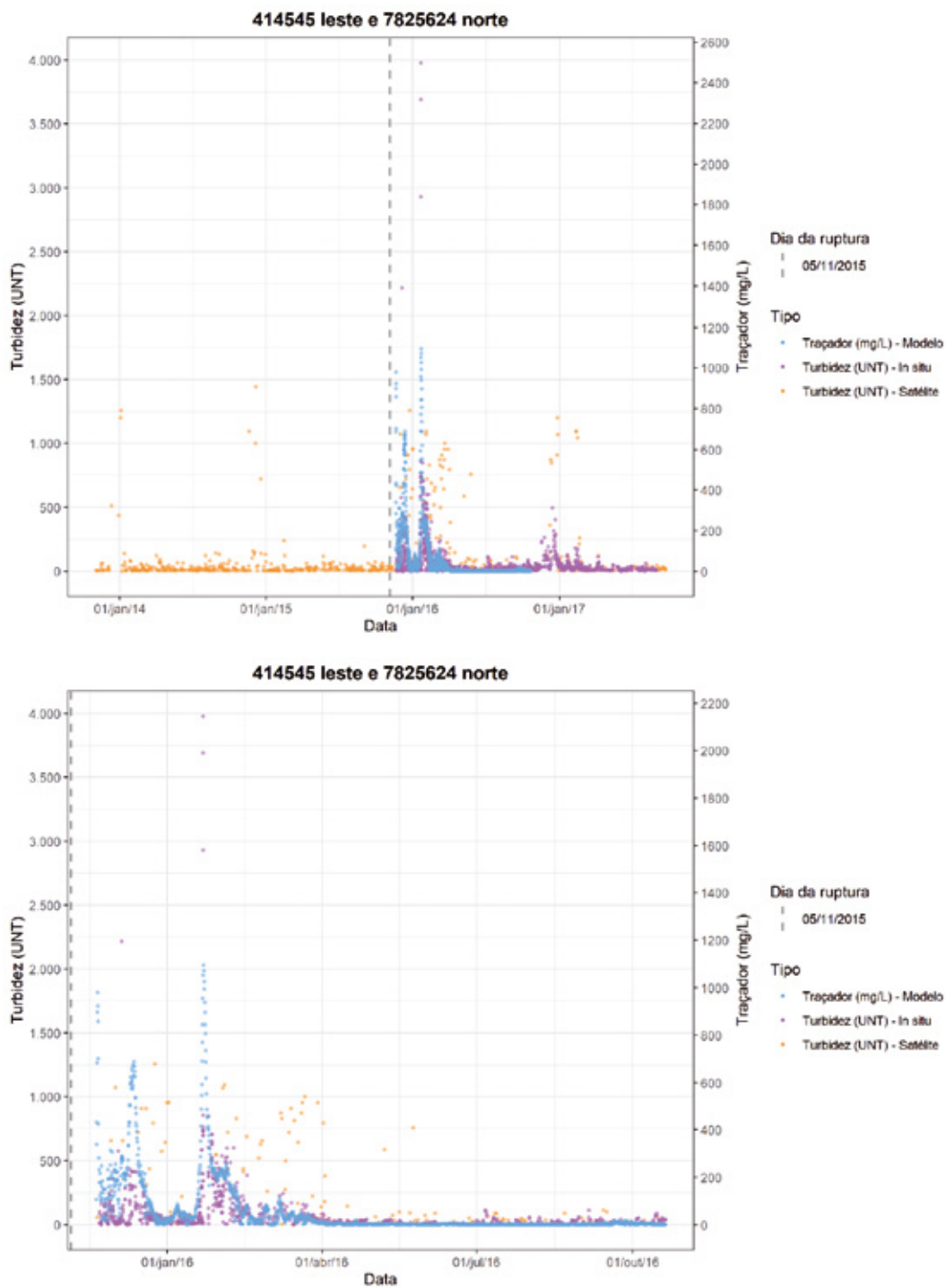
Estas comparações podem ser feitas apenas qualitativamente pois as datas das leituras *in situ* e das imagens de satélite disponíveis sem nuvens não são sempre as mesmas, e as unidades de turbidez e concentração do traçador (simulação) não são as mesmas. Para desconsiderar efeitos sobre a pluma de contaminantes oriundos de outras fontes não foram utilizadas concentrações *background* na modelagem. Este fato também distorce a comparação com dados medidos *in situ* que contém plumas provenientes de inúmeras fontes. Mesmo assim, pode-se notar que alguns picos de turbidez (por satélite e *in situ*) tem a mesma tendência dos picos da concentração do traçador.

Figura 171 – Localização de monitoramentos *in situ* de turbidez destacando os pontos de comparação utilizados.



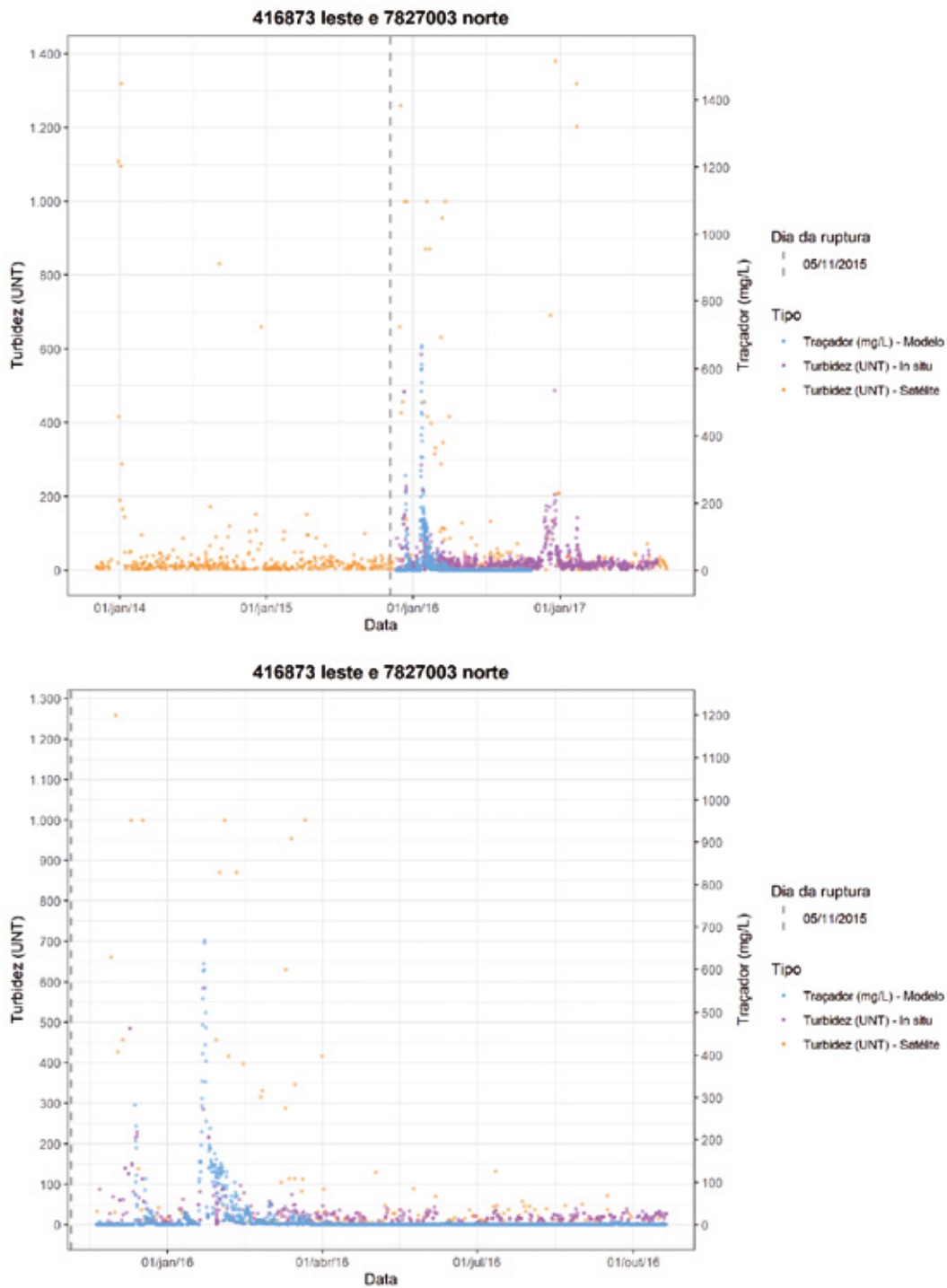
Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 172 – Comparação da turbidez medida, estimada por imagens de satélite e da concentração do traçador com desastre (modelagem) no ponto 1. Figura de cima com o período completo de dados e Figura de baixo com dados do pós-desastre.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

Figura 173 – Comparação da turbidez medida, estimada por imagens de satélite e da concentração do traçador com desastre (modelagem) no ponto 2. Figura de cima com o período completo de dados e Figura de baixo com dados do pós-desastre.



Elaborado por: Institutos Lactec, 2019.

6.5.2.4 Comparação com estudos anteriores

Na Tabela 33 foram resumidos outros estudos de modelagem a respeito da dispersão da pluma oriundo do rompimento da barragem de Fundão. Os estudos tinham objetivos distintos e assim diferem em resoluções temporais e espaciais, bem como nas análises e processamentos feitos. Assim, não é possível fazer uma comparação quantitativa, já que os resultados apresentados nos estudos não têm datas em comum, não apresentam resultados processados da mesma maneira (por exemplo isolinhas de percentis ou concentrações específicas). Porém, a princípio devem apresentar todos um padrão de dispersão e transporte da pluma parecido. Desta maneira, foi feita uma comparação qualitativa entre os resultados apresentados aqui e dos estudos anteriores. A Figura 174 até a Figura 178 ilustram resultados destas simulações, porém, todos em escalas diferentes. Observa-se variações temporais e espaciais parecidas em todas as simulações onde a pluma principalmente se espalha ao longo da linha costeira, para norte e sul. O transporte ao sul predomina na maioria do tempo, devido as correntes e ventos predominantes nesta direção. O transporte para norte ocorre em períodos curtos, devido a frente frias com ventos vindo do sul. Uma principal diferença da modelagem aqui apresentada, além de ter utilizado todas as fontes de dados disponíveis para calibração (medições *in situ* e com sensoramento remoto) foi a simulação de dois cenários para um período em comum, sendo um cenário com e um cenário sem os efeitos do rompimento da barragem de Fundão.

Na Figura 174 são apresentadas as áreas atingidas pela pluma de sedimentos provenientes do rio Doce em períodos após o rompimento da barragem de Fundão, de estudos de Tetrattech (2016) e Magris et al. (2019). Ambos os estudos mostram que a pluma de sedimentos atingiu tanto a região sul quanto a região norte, conforme também foi verificado pelo Lactec nos estudos de modelagem.

A comparação qualitativa dos resultados da pluma obtida por Tetrattech(2016) e LACTEC para os dias 07 e 08 de janeiro de 2016 (o horário dos resultados não é o mesmo devido ao passo de tempo da simulação, portanto foram obtidos resultados em horários próximos), apresentada na Figura 175, indica que a pluma se desloca para o sul nos resultados obtidos por LACTEC, o que também foi obtido por Tetrattech (2016), mas também é verificada uma movimentação da pluma na direção norte em Tetrattech (2016), o que não foi observado nos resultados de LACTEC. Os resultados não foram comparados quantitativamente devido às diferenças em resoluções, análises e processamento, conforme mencionado anteriormente.

A Figura 176 apresenta uma comparação entre a pluma obtida por LACTEC e Tetrattech (2016) para as datas de 05 e 06 de dezembro de 2015 (o horário dos resultados não é o mesmo devido ao passo de tempo da simulação, portanto foram obtidos resultados em horários próximos). Em ambos os estudos, nas datas especificadas, há um deslocamento da pluma na direção Sul e, nos resultados de LACTEC, a pluma se aproxima mais da área da costa em relação aos resultados de Tetrattech (2016). Os resultados não foram comparados quantitativamente devido às diferenças em resoluções, análises e processamento, conforme mencionado anteriormente.

Figura 174 – Esquerda: Área varrida pela pluma de sedimentos provenientes do Rio Doce entre o período de 1º a 8 de janeiro de 2016. Simulação da Tetrattech (2016). Direita: Diferença (com e sem rompimento) da carga de sedimento por área em fevereiro 2016 (média mensal) e para o período de novembro 2015 a dezembro 2016 (média mensal somada), Magris et al.(2019). Observação: As imagens têm escalas diferentes.

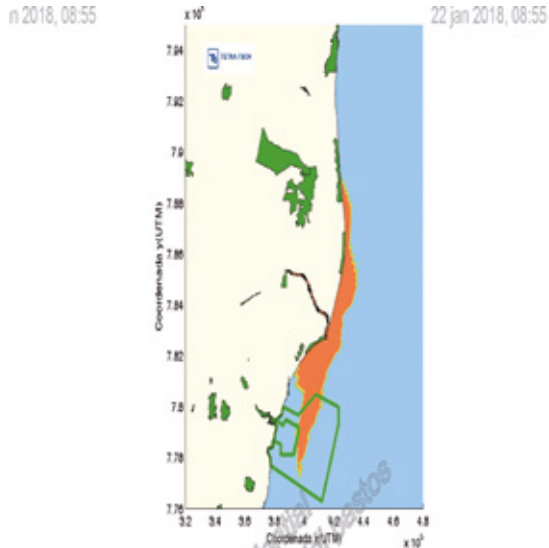


Figura 15 –Área varrida pela pluma de sedimentos provenientes do Rio Doce entre o período de 1º a 8 de janeiro de 2016.

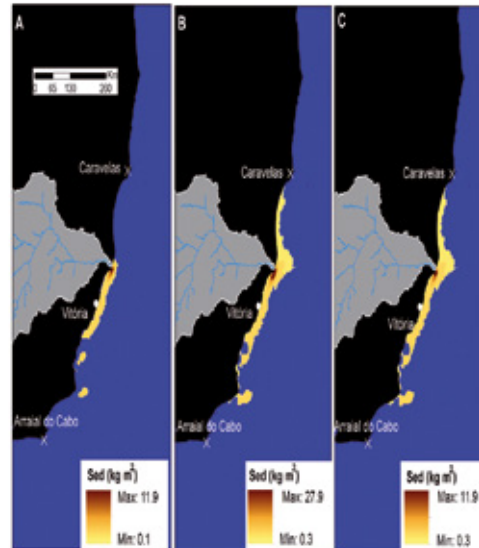
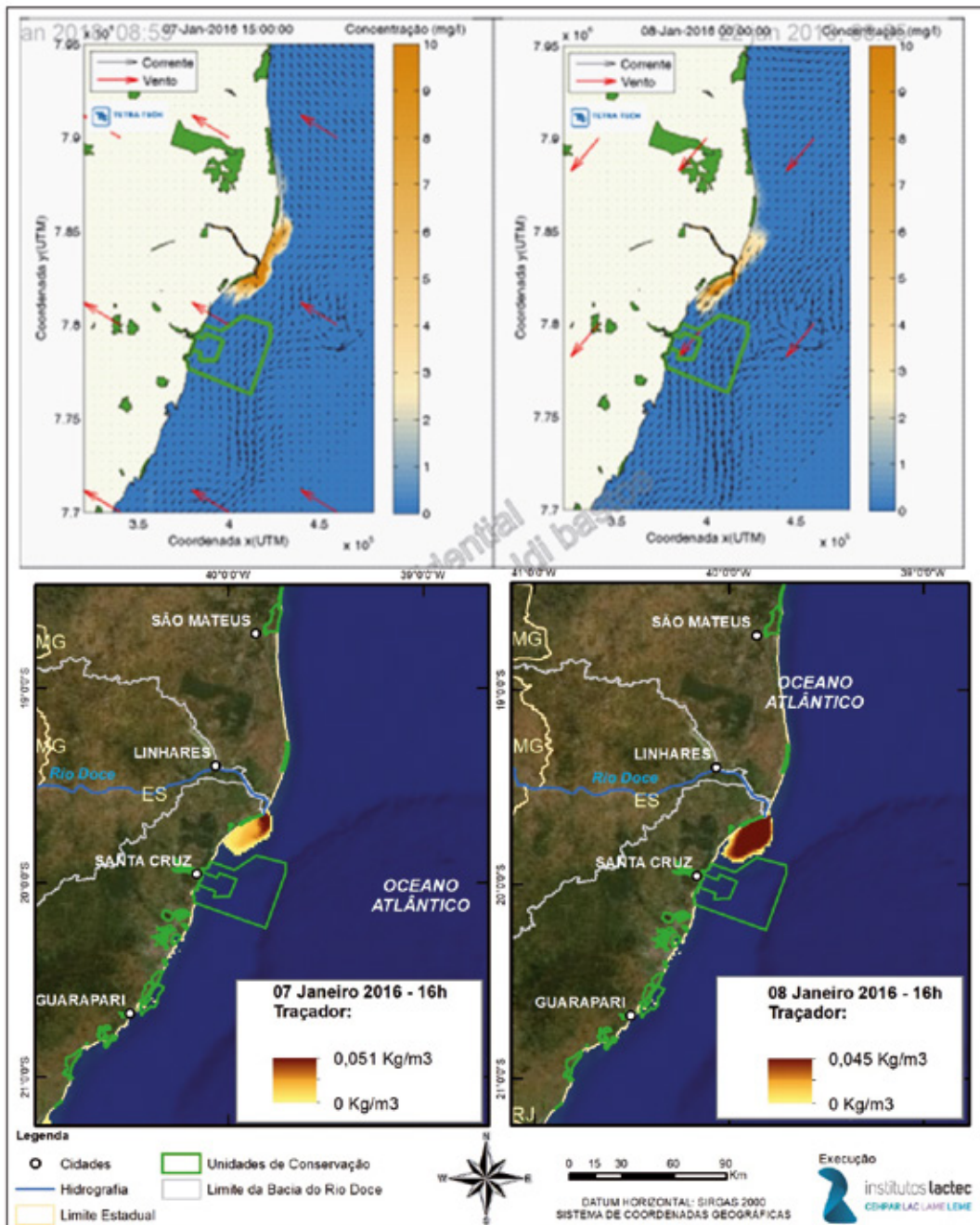


Fig. 4. Plume sediment loading in the ocean and their trajectory as they move away from river mouth and sink following the dam-collapse event. Model of sediment intensities represent the difference of monthly sediment loading per unit area (Sed) in kg m^{-3} with and without the collapse. (A) Monthly average load map for February 2016 when the difference reached the largest value. (B) Summed monthly average load map across the time series (i.e. 14 months: Nov 2015 through Dec 2016). (C) Maximum sediment load in each pixel over the 14 months.

Fonte: Tetrattech (2016) e Magris et al.(2019).

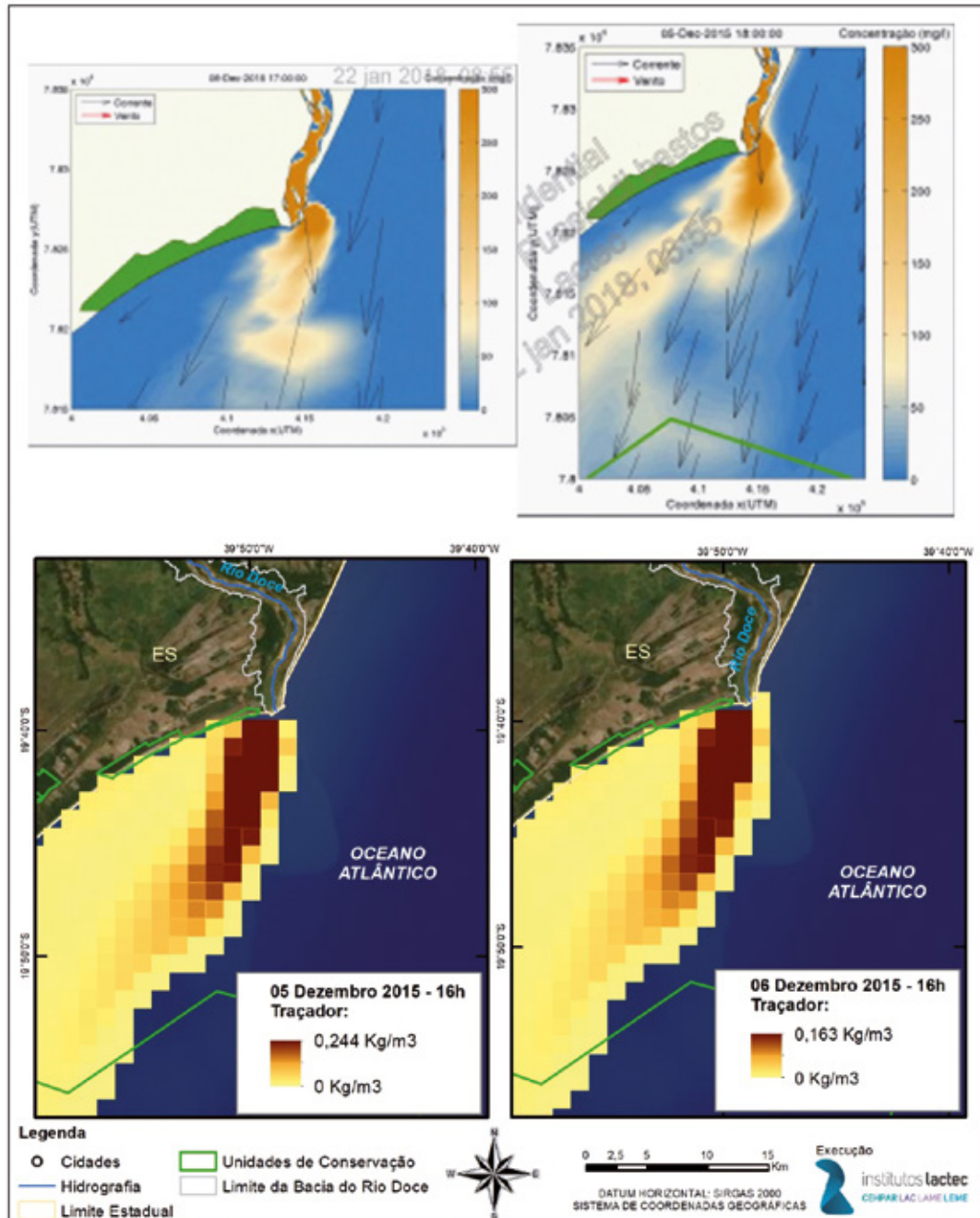
A Figura 177 e a Figura 178 apresentam uma comparação entre a pluma obtida por LACTEC e por Marta-Almeida (2016) (modelagem e de imagens do Satélite Modis) (o horário dos resultados não é o mesmo devido ao passo de tempo da simulação, portanto foram obtidos resultados em horários próximos). A Figura 177 apresenta três instantes do final de 2015 (novembro e dezembro) e pode-se ver que todas as imagens mostram a tendência para a pluma ir na direção sul. Nas imagens de satélite aparece uma leve pluma junto ao litoral sul, o que é representado na modelagem do LACTEC. A Figura 178 apresenta três instantes de janeiro de 2016. Em 1º de janeiro, a tendência da pluma é, para o sul, muito fraca. Em 6 de janeiro, a tendência é para a direção norte junto a costa, mostrada na imagem de satélite e no resultado de Marta-Almeida (2016), enquanto pelo resultado do LACTEC deu uma tendência ainda para o sul. Entretanto, junto ao litoral do município de Campos dos Goytacazes, aparece a pluma na imagem de satélite e no resultado do Lactec, não aparecendo nos resultados de Marta-Almeida (2016). Em 13 janeiro, a pluma estimada pelo LACTEC tende para o norte, a pluma estimada por Marta-Almeida (2016) tende para o sul enquanto pela imagem de satélite observa-se um espalhamento da pluma para o norte e para o sul. Nestas duas figuras a comparação é feita com variáveis diferentes (imagem de satélite e concentração de traçador), de maneira que tais resultados podem ser avaliados apenas qualitativamente.

Figura 175 – Instantes da pluma em 07 e 08 de janeiro de 2016 nos estudos da Tetrattech (2016), acima, e de LACTEC, abaixo. Obs: Os instantes não são exatamente na mesma hora e as unidades dos resultados diferem.



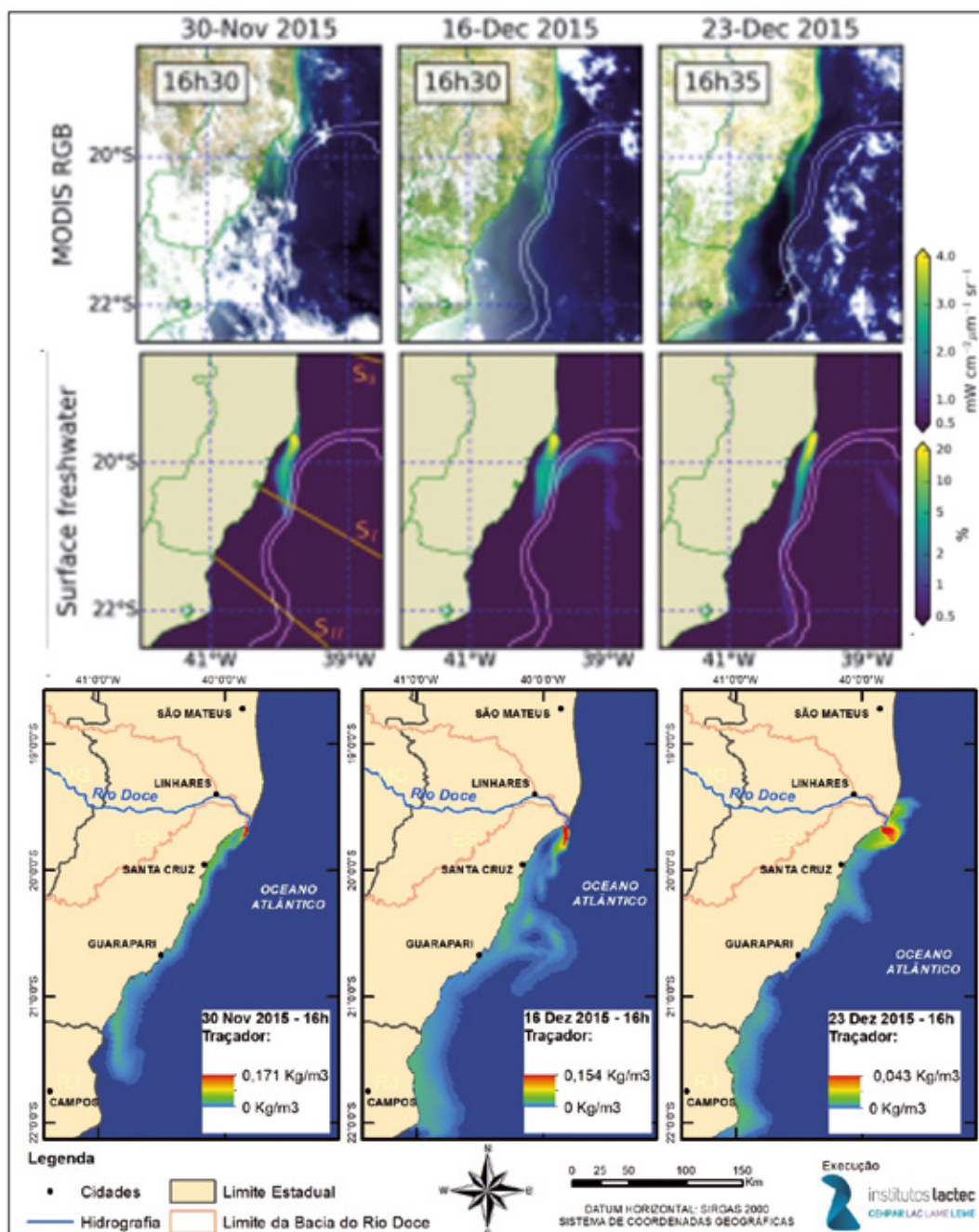
Fonte: Tetrattech (2016) e Institutos Lactec (2019).

Figura 176 – Instantes da pluma em 05 e 06 dezembro de 2015 para os estudos de Tetrattech (2016) (acima) e Lactec (abaixo). Os instantes não são exatamente a mesma hora e as unidades dos resultados diferem.



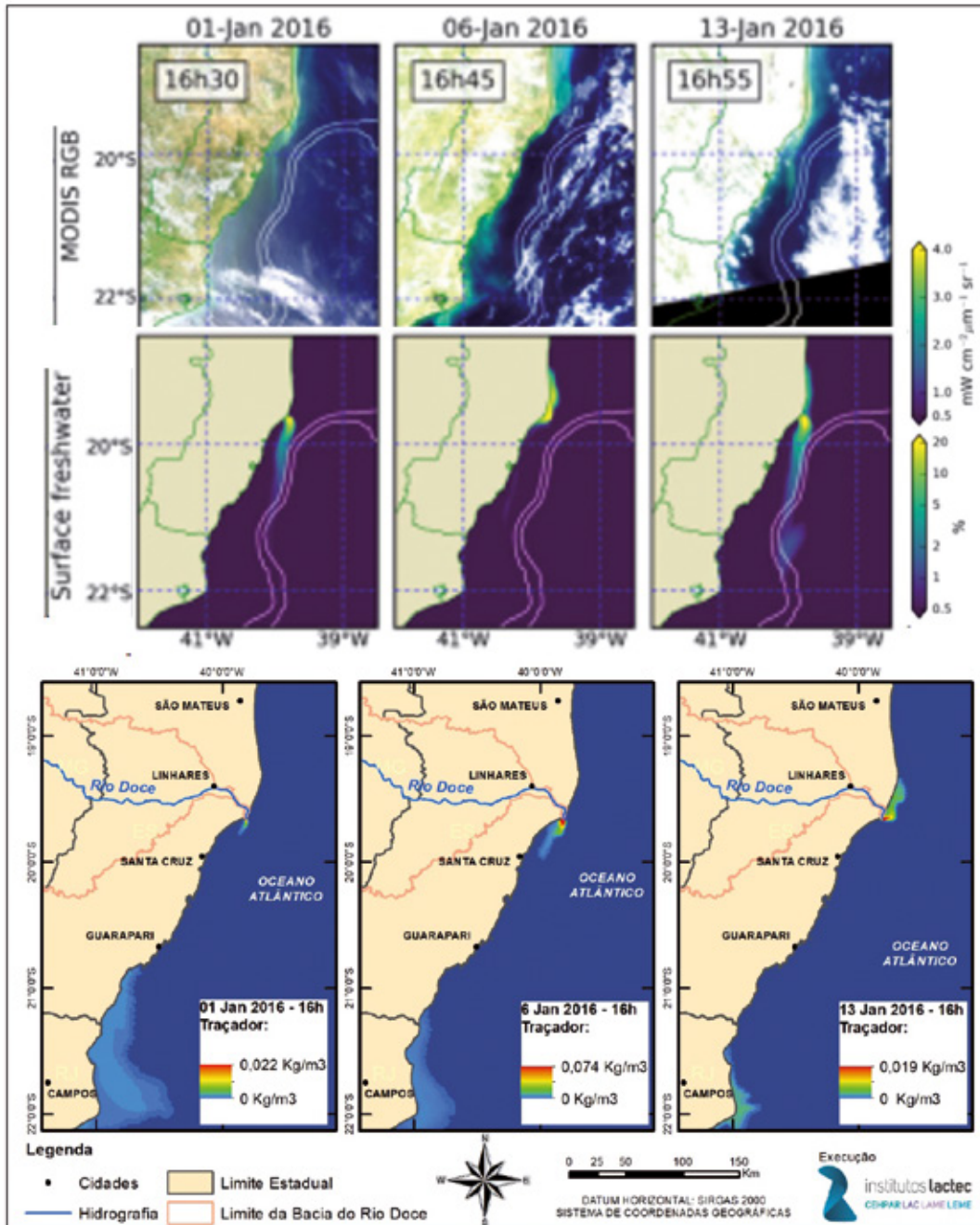
Fonte: Tetrattech (2016) e Institutos Lactec (2019).

Figura 177 – Comparação entre resultados de imagens de satélite e traçador (primeira e segunda linha) transcritos de Marta-Almeida *et al.* (2016) e pluma de sedimentos do LACTEC (última linha), em três instantes de dezembro. As escalas e a hora não coincidem exatamente.



Fonte: Marta-Almeida et al. (2016) e Institutos Lactec (2019).

Figura 178 – Comparação entre resultados de imagens de satélite e traçador (primeira e segunda linha) transcritos de Marta-Almeida et al. (2016) e pluma do traçador do LACTEC (última linha), em três instantes de janeiro. As escalas e a hora não coincidem exatamente.



Fonte: Marta-Almeida et al. (2016) e Institutos Lactec (2019)..

6.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As estimativas de turbidez obtidas pelo sensoriamento remoto indicam uma influência do desastre junto a foz do rio Doce. Como esta metodologia não indica a origem da turbidez, os resultados obtidos podem ter influência de outros fatores e outras fontes poluidoras.

A modelagem matemática foi realizada pelo modelo Delft3D considerado mais adequado para as condições locais e por abranger todas as forçantes necessárias. Para obter a estimativa da influência do desastre de Fundão na pluma, foi simulado dois cenários, com e sem ruptura de Fundão. Com isso foi possível isolar a influência do desastre de quaisquer outros fatores. Os resultados mostram que a pluma se estendeu para o sul e para o norte junto ao litoral com maiores concentrações junto à foz do rio Doce (Figura 169). Também mostram que em mínúsculas concentrações os sedimentos saíram da grade numérica principalmente para o leste. Para o norte e para sul esta saída ocorreu, entretanto em valores muito menores do que para o leste. A estimativa da deposição no fundo também foi obtida pelo mesmo modelo e é apresentado o item 2.3 do Tomo IV – Zona Costeira e Marinha.

7 ECOTOXICOLOGIA

A ecotoxicologia (também denominada toxicologia ambiental) é a ciência que estuda os efeitos tóxicos, qualitativos, quantitativos e de modo integrado, de substâncias naturais ou sintéticas sobre organismos vivos animais ou vegetais, aquáticos ou terrestres, incluindo suas interações com o ambiente (TRUHAUT, 1977). Trata-se de uma ciência relativamente nova, reconhecida a partir da década de 60, com vistas tanto ao diagnóstico da qualidade ambiental quanto à avaliação e previsão de impactos ambientais decorrentes da poluição (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008; SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013). Esta ciência permite, pela identificação de alterações subletais em diferentes níveis da organização biológica, compreender as causas, os efeitos e os mecanismos de ação de um determinado poluente ou de alterações ambientais sobre o animal, bem como antecipar efeitos subsequentes sobre as populações, comunidades e até mesmo ecossistemas (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008; MOUNEYRAC; AMIARD-TRIQUET, 2013).

7.1 INTRODUÇÃO

7.1.1 POLUIÇÃO AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE E OS EFEITOS DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO

A poluição ambiental, especialmente nos ambientes aquáticos, tem aumentado sensivelmente em decorrência do crescimento industrial e demográfico, os quais contribuem de modo significativo para as alterações físicas, químicas e biológicas nesses ambientes (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; NIKINMAA, 2014; YANCHEVA et al., 2015; SOUZA-BASTOS et al., 2017). Tais alterações são decorrentes de descargas diretas de fontes de contaminação, como a deposição de efluentes domésticos, agrícolas, industriais; ou por contaminação indireta, quando os contaminantes presentes no solo são carregados aos rios ou infiltrados no lençol freático ou, ainda, quando os mesmos atingem a atmosfera e retornam à água por meio de processos hidrológicos e atmosféricos (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PORTZ; WOODLEY; CECH, 2006; NIKINMAA, 2014). Assim, além de uma variedade de espécies químicas (orgânicas e inorgânicas), o ambiente aquático tem acumulado grande quantidade de matéria orgânica, os quais em conjunto são responsáveis pela redução na qualidade da água (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; NIKINMAA, 2014) e, conseqüentemente, ameaçam o bem-estar e as condições adequadas ao desenvolvimento e à sobrevivência de organismos que dependem, direta ou indiretamente, destes ambientes (SCOTT; SLOMAN, 2004; PORTZ; WOODLEY; CECH, 2006; LÜRLING; SCHEFFER, 2007; NIKINMAA, 2014; SOUZA-BASTOS et al. 2017).

Em todo o estado de Minas Gerais a atividade extrativo-mineral é bastante característica e histórica, com processos extrativos de ferro (Fe), ouro (Au) e manganês (Mn), principalmente nos municípios que compõem a cabeceira da bacia hidrográfica do rio Doce (HORA et al., 2012; SEGURA et al., 2016; HATJE et al., 2017; MAIA, 2017). Especificamente nos rios do Carmo e Gualaxo do Norte, historicamente impactados por diferentes atividades antrópicas, destaca-se a atividade de garimpo e mineração de ouro, responsáveis pela disponibilização ambiental, em mais de 100 anos de exploração, de grande

quantidade de mercúrio (Hg) (HORA et al., 2012; HATJE et al., 2017), além de de outros elementos potencialmente tóxicos (EPTs; elementos persistentes no meio, ou seja, que não se degradam facilmente e que permanecem por longo período de tempo no ambiente), como é o caso do arsênio (As) (COSTA, 2001; BORBA et al., 2004). Tal atividade ainda se fazia presente em vários pontos destes rios quando os mesmos foram atingidos pela onda de rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão (IBAMA, 2015; HATJE et al., 2017; UFVJM, 2017). Adicionalmente, é válido ressaltar que a região do Quadrilátero Ferrífero é reconhecida quanto a presença mineralógica de arsenopirita (FeAsS), composta por, aproximadamente, 45% de arsênio (As) (HORA et al., 2012; HATJE et al., 2017; UFVJM, 2017).

Além disso, toda a extensão desta bacia é caracterizada pela intensa ocupação antrópica, marcada pelo crescimento desordenado, uso inadequado do solo, intensa atividade industrial e minerária, além da agropecuária extensiva, o que contribui para que diferentes danos ambientais assolem os compartimentos ambientais da região, promovendo significativo prejuízo às áreas de mananciais, várzeas e rios (ANDRADE, 2003; ALMEIDA et al., 2004; RAMOS, 2005; BRASIL, 2006; ÁVILA; MONTE-MÓR, 2007; GUIMARÃES, 2007; QUEIROZ, 2006; VAREJÃO, 2008; VIOLA, 2008; MORAIS, 2009; CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; RHODES, 2010; SILVA, 2010; LIMA E SILVA et al., 2013; CBH-DOCE, 2014; PARREIRAS, 2014a, b; LIMA 2016; QUEIROZ et al., 2017). Devido a isso, a bacia hidrográfica do rio Doce, já era apontada como a mais degradada de Minas Gerais (PARREIRAS, 2014a) apresentando, em toda a sua extensão, diferentes espécies metálicas e semi-metálicas potencialmente tóxicas (EPTs) (revisado em BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b, item 4.4 ecotoxicologia), dentro dos quais destacavam-se chumbo (Pb), zinco (Zn), cobre (Cu), prata (Ag), arsênio (As) e antimônio (Sb), respectivamente (GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; PALMIERI, 2006; VAREJÃO, 2008; COSTA et al., 2010; RHODES, 2010; SILVA, 2010; RODRIGUES et al., 2014). Assim, os rios que compõem esta bacia hidrográfica funcionam como canais receptores e transportadores de rejeitos e efluentes na região e, desse modo, além de refletirem o uso das águas e do solo de sua bacia de drenagem (BRASIL, 2006; ÁVILA; MONTE-MÓR, 2007; GUIMARÃES, 2007; VIOLA, 2008; CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; COSTA et al., 2010; RHODES, 2010; LIMA E SILVA et al., 2013; CBH-DOCE, 2014), contribuem para que grande parte da poluição gerada em um determinado ponto afete outras regiões à jusante (RAMOS, 2005; ÁVILA; MONTE-MÓR, 2007; SOUZA, 2007; VIOLA, 2008; SALES, 2013; RODRIGUES et al., 2014).

Com o rompimento da barragem de Fundão, ocorrido em 5 de novembro de 2015, além dos 44,4 hm³ de rejeito de mineração (minério de ferro) lançados na calha do rio Doce, a força e a velocidade do fluxo de lama causaram erosão nas margens dos rios, revolvimento/remobilização e carreamento dos sedimentos, sendo, deste modo, responsável pela ressuspensão de EPTs e outros contaminantes presentes nos sedimentos e solo dos cursos d'água e áreas afetadas, resultando em uma mistura complexa de contaminantes que atingiram não somente o ambiente aquáticos dulcícola, mas também, os ambientes terrestres, estuarino e marinho integrantes da bacia do rio Doce (IBAMA, 2015; ICMBio, 2015; POEMAS, 2015; DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; FELIPPE et al., 2016; FERNANDES et al., 2016; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; SAMARCO, 2016; SEDRU, 2016; SEGURA et al., 2016; SILVA et al., 2016; UFES, 2016a; b; VARGAS et al., 2016; CARMO et al., 2017; GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017; LEONARDO et al., 2017; MAIA, 2017; SARTORI et al., 2017; UFES, 2017; UFVJM, 2017).

Resíduos de minério são particularmente preocupantes, especialmente devido à presença de EPTs em sua composição (HORA et al., 2012; POEMAS, 2015; LOTTERMOSE, 2010 *apud* GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017). EPTs apresentam elevada correlação com a presença de ferro, metal abundante no rejeito (PIRES et al., 2003; JUNCÁ et al., 2017; UFES, 2017), porque este apresenta altos teores de goethita (FeO(OH)) que possui elevada capacidade de complexação, adsorção e retenção de EPTs, denominados siderófilos, tais como o manganês (Mn), o níquel (Ni) e o chumbo (Pb), os quais têm seu potencial tóxico bastante conhecido (PEREIRA et al., 2008; PIRES et al. 2003; SILVA et al., 2016; UERJ, 2016; VERONEZ et al., 2016; SARTORI et al. 2017 *apud* COSTA, 2001; JUNCÁ et al., 2017). Do mesmo modo, devido à granulometria (muito fina) destes materiais, a associação de espécies químicas às partículas constituídas, basicamente, de grânulos de silte ou argila, ocorre mais facilmente devido às características de ligações químicas que as mesmas propiciam (PIRES et al., 2003; PUPPIM, 2014; SEGURA et al., 2016; UFES, 2016b; HATJE et al., 2017; JUNCÁ et al., 2017; UFES, 2017). Representando assim, uma grave ameaça para a qualidade da água, sedimentos, solo, organismos aquáticos e terrestres, incluindo pessoas que vivem à jusante de barragens (POEMAS, 2015; GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017).

Corroborando estas informações, as análises realizadas com o rejeito proveniente da barragem de Fundão indicaram a presença de alguns EPTs como antimônio (Sb), arsênio (As), bário (Ba), chumbo (Pb), cobalto (Co), cromo (Cr), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), prata (Ag), alumínio (Al), vanádio (V) e zinco (Zn) em sua composição, embora, em baixas concentrações (GOLDER ASSOCIATES, 2016b; c; revisado em BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a; 2018f. Do mesmo modo, Silva et al. (2016) encontraram, em amostras de rejeito coletadas na cidade de Barra Longa, dias após o desastre, elevadas concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn) e baixas concentrações de zinco (Zn), cádmio (Cd), cobre (Cu), chumbo (Pb) e níquel (Ni). Adicionalmente, diferentes estudos têm apresentado evidências sobre a presença de EPTs em vários trechos dos rios do Carmo, Gualaxo do Norte e Doce, tanto em amostras de água quanto de sedimento e solo (CPRM, 2015; ORGANON, 2015; DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; ICMBio, 2016d; GIAIA, 2016; SAMARCO, 2016; SEGURA et al., 2016; GUERRA et al., 2017; MAIA, 2017). Com base nos resultados das análises de água, realizadas desde o desastre, verificou-se que as concentrações de várias espécies químicas ultrapassaram os limites normativos e, até mesmo, das médias históricas descritas para o rio Doce (DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; SAMARCO, 2016; UFVJM, 2017; revisado em MPF/LACTEC, 2018d). As concentrações foram significativamente altas nos pontos mais próximos ao local do rompimento da barragem (entre 95 e 279 km) com gradativa redução dos valores à medida que a lama foi carregada para a foz do rio Doce (DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016). No entanto, com valores considerados ainda elevados apesar da distância da barragem, da diluição e da retenção de grande quantidade de rejeito ao longo de toda a extensão do rio Doce (HATJE et al., 2017), uma vez que este foi transportado ao longo de 17 dias e depositado pelo caminho em diferentes ambientes e concentrações (FERNANDES et al., 2016). É válido ressaltar que a deposição de lama, ao longo de toda a extensão percorrida pela mesma, acometeu ambientes terrestres adjacentes aos ambientes aquáticos promovendo a supressão da vegetação florestal, alteração na composição e resistência do solo, soterramento de diversas espécies de fauna pouco móveis, afugentamento de outras espécies de maior mobilidade, entre outros (conforme descrito ao longo de todos os tomos do diagnóstico).

No dia 21 de novembro de 2015, a lama de rejeitos chegou à foz do rio Doce. O material que atingiu esta região foi caracterizado como muito fino, seguindo o mesmo padrão descrito para o material encontrado na calha do rio Doce (SEGURA et al., 2016; UFES, 2016a; b; HATJE et al., 2017; JUNCÁ et al., 2017; UFES, 2017), no entanto, com características bastante diferentes do material que normalmente ocorre na foz do rio Doce, mesmo em épocas de cheia (UFES, 2016 a; b; UERJ, 2016; UFES 2017). Assim como identificado na porção continental, houve aumento nas concentrações totais de EPTs em amostras de água e sedimentos coletadas na foz do rio Doce (FAURG, 2016a; b; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; IBAMA, 2016; ICMBio, 2016 a; b; d; f; NETO et al., 2016; UFES, 2016 a; b; 2017). Nas amostras de água houve aumento nas concentrações dos elementos arsênio (As), alumínio (Al), bário (Ba), ferro (Fe), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni), vanádio (V) e zinco (Zn) (FAURG a; b; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; ICMBio, 2016 a; b; d; f; NETO et al., 2016; UFES, 2016 a; b; 2017). Nas amostras de sedimento houve aumento nas concentrações de Al, As, Ba, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn (ICMBio, 2016b; UFES, 2016 b; 2017). Segundo pesquisadores da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES, 2016 a; b; 2017), este aumento pode ser resultado do sinergismo das diferentes alterações que aconteceram em toda a extensão do rio Doce e região costeira adjacente em decorrência da passagem da lama como, por exemplo, alterações em processos de adsorção e dessorção, os quais regulam a mobilidade desses elementos em ambientes aquáticos. Assim, os resultados apresentados sugerem que a ocorrência do evento provocou a mobilização significativa de EPTs não associados a atividade de mineração, bem como elevou os níveis daqueles diretamente relacionados a esta atividade (FAURG, 2016 b; ICMBio, 2016 a; b; d; f; UFES, 2016 a; b; RRDM, 2019) em todos os ecossistemas afetados pelo desastre.

Todos estes compostos contribuem para diferentes alterações na dinâmica das regiões afetadas, sejam elas alterações físicas, químicas ou biológicas como, por exemplo, alterações nas comunidades fito e zooplânctônica e, conseqüentemente, em toda a cadeia alimentar (BRASIL, 2015; IBAMA, 2016; ICMBio, 2016f; UFES, 2016 a; b; 2017, RRDM, 2019), ou ainda, aumento no crescimento de determinadas algas, produtoras de toxinas, devido a elevada disponibilidade de Fe e de nutrientes, as quais podem contribuir para alterações nos diferentes ecossistemas da região afetada (ICMBio, 2016f; 2017; UFES, 2017). Do mesmo modo, contribuem para bioacumulação de EPTs em organismos da biota aquática (e.g., zooplâncton, moluscos, crustáceos e peixes) (ECONSERVATION, 2016; FAURG, 2016a; b; ICMBio 2016 a; b; d; e; f; SAMARCO, 2016; RRDM, 2019) e semi-aquática (anfíbios; JUNCÁ et al., 2017) da região e, para a geração de alterações ecotoxicológicas prejudiciais à saúde destes organismos (FAURG, 2016a; ICMBio, 2016 a; b; d; e; f; JUNCÁ et al., 2017; RRDM, 2019).

Apesar da Samarco (2016) indicar que o rejeito não apresentava riscos à biota, saúde humana, bem como, não liberava espécies químicas que pudessem contaminar o meio ambiente, a lama de rejeitos, em associação com a elevada carga de sedimentos e outros elementos carreados ao longo do rio Doce, causou a morte de inúmeras espécies de peixes, muitas delas endêmicas da bacia do rio Doce (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b; 2018a), além de animais domésticos que beberam a água do rio contaminado nas cidades de Periquito e Barra Longa, em Minas Gerais (FELIPPE et al., 2016), bem como, de outras espécies que direta ou indiretamente dependiam da água do rio Doce (IBAMA, 2015; ICMBio, 2015; POEMAS, 2015; LEONARDO et al., 2017). Além disso, estudos indicam que devido ao vasto período de permanência e a ação dos elementos presentes no material e na área acometida pelo

desastre, os ecossistemas demandarão extenso tempo de recuperação, o qual poderá variar entre décadas a cerca de um século (POEMAS, 2015; FELIPPE et al., 2016; FERNANDES et al., 2016). Neste sentido, buscou neste estudo conhecer os efeitos do rejeito extravasado após o rompimento da barragem de Fundão sobre a biota através da análise de diferentes biomarcadores, determinados em diferentes tecidos dos organismos da ictiofauna e fauna silvestre capturados nos ambientes atingidos.

7.1.2 CARACTERÍSTICAS E EFEITOS DOS EPTS ENCONTRADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE

Os EPTs são encontrados normalmente em baixas concentrações no ambiente aquático (GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; SOUZA et al., 2015; YANCHEVA et al., 2015; LIMA, 2016; MAIA, 2017), mesmo na bacia hidrográfica do rio Doce, a qual está inserida em uma região reconhecidamente rica em minérios (RAMOS, 2005; RHODES, 2010; SILVA, 2010; RODRIGUES et al., 2014; LIMA, 2016). No entanto, os mesmos podem ser inseridos ao ambiente aquático por meio de diferentes atividades antropogênicas, principalmente as industriais e de mineração, mas, também, pelo escoamento superficial de águas das chuvas, emissão de gases por chaminés ou fontes difusas (como veículos automotivos, por exemplo), esgotos domésticos e industriais não tratados, etc., as quais contribuem significativamente para aumentar as concentrações destes contaminantes (FERREIRA, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; VAREJÃO, 2008; RHODES, 2010; SILVA, 2010; RODRIGUES et al., 2014; SARMIENTO et al., 2011; SALES, 2013; SOUZA et al., 2015; FAURG, 2016 a; ICMBio, 2016d; HATJE et al., 2017), assim como vem sendo evidenciado na bacia hidrográfica do rio Doce (ANDRADE, 2003; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; VAREJÃO, 2008; ARANTES et al., 2009; MORAIS, 2009; ANDRADE et al., 2010; RHODES, 2010; SILVA, 2010; RODRIGUES et al., 2014; LIMA, 2016; MAIA, 2017).

A denominação metais pesados, é comumente utilizada para os elementos metálicos com densidade maior que cinco e massa atômica maior que 40 (PASCALICCHIO, 2002), sendo estes normalmente tóxicos. Para evitar conflitos técnicos e de nomenclatura, as espécies metálicas estão sendo tratadas neste relatório como EPTs. Estão inseridos nesta denominação elementos como o As, Al, Cd, Hg, Ni, Pb e urânio (U) (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; EISLER, 2000). Assim como os metais essenciais (ou seja, importantes para a fisiologia e como constituintes de organismos vivos) como cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn), selênio (Se), ferro (Fe) e zinco (Zn) os quais também podem ser considerados tóxicos, uma vez que em elevadas concentrações podem causar diferentes alterações aos organismos (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; NRIAGU, 1988; EISLER, 2000; ANDRADE, 2003; FERREIRA, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; SOUZA, 2007; VAREJÃO, 2008; MORAIS, 2009; SILVA, 2010; SALES, 2013; MAIA, 2017).

No ambiente aquático estes EPTs passam por diferentes transformações químicas, especialmente complexação com outros elementos e substâncias presentes na coluna d'água, podendo ser transportados pelos materiais particulados em suspensão ou depositados gradualmente nos sedimentos de fundo, em decorrência da redução da velocidade da corrente de água (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; CHAPMAN et al., 1996; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; SOUZA, 2007; VAREJÃO, 2008; RHODES, 2010; SILVA, 2010; SARMIENTO et al., 2011; SALES, 2013; SOUZA et al., 2015; IBAMA,

2016). Ao serem incorporados aos sedimentos os mesmos tornam-se menos biodisponíveis, ou seja, quando em fase aquosa os EPTs são mais facilmente absorvidos pelos organismos. No entanto, é válido ressaltar que o sedimento é um compartimento ativo no meio, e qualquer alteração físico-química pode promover não somente o acúmulo de elementos, mas, também, a reposição, redistribuição e bio-disponibilização para a coluna d'água e, conseqüentemente, à biota aquática (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; BEVILACQUA, 1996; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; VAREJÃO, 2008; SARMIENTO et al., 2011; SALES, 2013; PUPPIM, 2014; SOUZA et al., 2015; FERNANDES et al., 2016; IBAMA, 2016; MAIA, 2017; JUNCÁ et al., 2017), atuando como fonte potencial de poluição difusa no ambiente aquático (SILVA, 2010).

Mudanças nos padrões de concentração dos EPTs nos corpos hídricos têm impactos significativos à biota (PUPPIM, 2014). No entanto, a presença de um contaminante no ambiente aquático, não significa que o mesmo irá produzir danos aos organismos que ali habitam (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; FAURG, 2016a; ICMBio, 2016d), pois, a potencialidade tóxica destes sobre a biota aquática é dependente não somente da sua concentração química no meio, mas, da forma como estão fixados, das condições abióticas, do tempo e nível de exposição, da rota de absorção (oral, cutânea, branquial), da capacidade absorptiva e de defesa dos organismos e, também, de como a sua especificidade química afeta a distribuição deste no organismo (ANDRADE, 2003; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; VAREJÃO, 2008; MORAIS, 2009; RHODES, 2010; PEREIRA et al., 2010; SOUZA et al., 2015; YANCHEVA et al., 2015; FAURG, 2016a; ICMBio, 2016d). Porém, é incontestável que diferentes compartimentos ambientais têm capacidade limitada para receber EPTs sem que os mesmos promovam toxicidade (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; NRIAGU, 1988).

Os efeitos agudos destes elementos ocorrem rapidamente, são claramente definidos, geralmente fatais e raramente reversíveis. Os efeitos crônicos ou subletais levam ao comprometimento orgânico-funcional de todo o organismo, com alterações em funções osmorregulatórias, bioquímicas, comportamentais, entre outras (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; QUEIROZ, 2006; MORAIS, 2009; FERNANDES et al., 2016; FAURG, 2016a; IBAMA, 2016; ICMBio, 2016d). De modo geral, estes elementos têm a capacidade de interferir no funcionamento orgânico de diferentes maneiras, especialmente em reações enzimáticas de todo o organismo. Por possuírem grande afinidade por moléculas que contenham átomos de nitrogênio (N) e enxofre (S), ligam-se facilmente às proteínas e às macromoléculas celulares, bloqueando, deslocando o íon essencial ou alterando a estrutura ativa das biomoléculas (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; QUEIROZ, 2006; MORAIS, 2009). Além disso, devido à baixa mobilidade apresentada por estes elementos, os mesmos podem ser facilmente acumulados. Também, estes se ligam covalentemente a átomos de carbono (C) em grupos orgânicos como, por exemplo, o metil (-CH₃) originando compostos organometálicos, que quando neutros tendem a ser lipossolúveis e, portanto, atravessam facilmente as membranas biológicas atingindo, conseqüentemente, vários compartimentos orgânicos e interferindo no funcionamento de todo o organismo.

Está bem documentado na literatura que animais que vivem em ambientes aquáticos quimicamente poluídos irão, cedo ou tarde, bioconcentrar/bioacumular parte destes poluentes (YANCHEVA et al., 2015; FAURG, 2016a; ICMBio, 2016d). Como estes organismos acumulam estes e outros

contaminantes em concentrações superiores às encontradas nos demais compartimentos do ambiente (água e sedimento), inclusive mesmo quando estes compartimentos possuem teores desses compostos abaixo da concentração máxima permitida pela legislação. Deste modo, concentrações menores que as legisladas para a coluna d'água e sedimento não indicam ausência de absorção e efeitos dos mesmos sobre a biota. Pois, ao serem absorvidos e, conseqüentemente, acumulados pelos organismos, atingem níveis altamente tóxicos e, até mesmo, fatais (NIENCHESKI et al., 2014; YANCHEVA et al., 2015; CABRAL; RISSO; MARTINEZ, 2018).

É válido ressaltar que muitos destes EPTs podem atingir altas concentrações na biota devido ao seu aumento progressivo ao longo dos diferentes níveis da cadeia trófica. Nesta condição, denominada de biomagnificação, os organismos que se posicionam no topo da cadeia alimentar apresentariam concentrações mais elevadas e tóxicas destes elementos. Além disso, como organismos aquáticos atuam na dinâmica de ciclagem desses elementos nos ecossistemas, eles favorecem a exportação entre os ambientes aquáticos e terrestres, via cadeia alimentar, ampliando o risco humano à contaminação (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; MORAIS, 2009; NIENCHESKI et al., 2014; YANCHEVA et al., 2015; FERNANDES et al., 2016). Deste modo, o conhecimento sobre a concentração, a mobilidade, a disponibilidade, a bioacumulação e os efeitos destes elementos é de extrema importância para caracterização dos riscos, dos impactos e dos danos causados pelos mesmos ao ecossistema. Adicionalmente, devido ao tempo de permanência no ambiente e a forma como estes elementos se comportam ao longo da cadeia trófica, o seu estudo passa, também, a apresentar relevância quanto ao acúmulo no ambiente, recursos pesqueiros e, conseqüentemente, à saúde humana.

7.1.3 BIOINDICADORES E BIOMARCADORES – FERRAMENTAS PARA A AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DO DESASTRE

Bioindicadores são organismos ou sistemas biológicos que respondem a alterações ambientais a partir da modificação de suas funções vitais normais e/ou de sua composição química refletindo, deste modo, a situação ambiental vigente (VAN GESTEL; VAN BRUMMELEN, 1996; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; YANCHEVA et al., 2015). Essas respostas detectáveis, denominadas biomarcadores, são manifestadas em componentes moleculares, celulares, processos, estruturas e funções de tecidos, órgãos e sistemas orgânicos e são utilizadas para indicar exposição, efeito e/ou susceptibilidade de um organismo ao fator estressor. Os biomarcadores são classificados em moleculares, genéticos, bioquímicos, fisiológicos, comportamentais ou estruturais e são quantificados nos organismos ou em seus tecidos e fluidos corpóreos (DEPLEDGE, 1995; VAN GESTEL; VAN BRUMMELEN, 1996; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; YANCHEVA et al., 2015).

Os biomarcadores fornecem informações biológicas da exposição dos organismos a contaminantes ambientais mesmo que a baixas concentrações e por um curto período de tempo. Assim, a capacidade estressora ou a toxicidade de um determinado composto pode ser determinada de acordo com as disfunções causadas pelo mesmo ao organismo ou as suas funções celulares. Deste modo, servem satisfatoriamente como indicadores de alterações subletais, permitindo uma melhor compreensão dos efeitos da poluição sobre o animal, bem como antecipando efeitos subsequentes

sobre as populações e as comunidades dos ecossistemas impactados. Sendo assim, e, em conjunto com a avaliação química da qualidade da água e sedimentos (que identificam e quantificam as substâncias presentes em amostras ambientais), são considerados indispensáveis para a avaliação da poluição hídrica, tornando-se um importante instrumento não só para a avaliação da qualidade da água, mas, também, para o entendimento da dinâmica do sistema e para as escolhas de medidas de manejo e de recuperação de um determinado ecossistema (VAN GESTEL; VAN BRUMMELEN, 1996; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; YANCHEVA et al., 2015).

Os peixes, vertebrados mais diversos e abundantes na Terra (NELSON, 2006; YANCHEVA et al., 2015), são totalmente dependentes da qualidade da água para sua sobrevivência. Os mesmos estão cada vez mais sujeitos a águas contaminadas ou de baixa qualidade, nos mais variados habitats (de água doce, estuarino e marinho) em que se distribuem e, em diferentes estágios do seu ciclo de vida (e.g. EVANS, 1987; EVANS; PERMARINI; CHOE, 2005; YANCHEVA et al., 2015; CARPENÈ; ANDREANI; ISANI, 2017). Devido a esta exposição, abundância, diversidade e ao vasto conhecimento das respostas fisiológicas e bioquímicas desses organismos, os peixes têm sido cada vez mais utilizados como bioindicadores em estudos de avaliação dos efeitos decorrentes da contaminação e da alteração na qualidade da água. Essa relevância se torna ainda maior pelo fato destes interagirem em diversos níveis tróficos da cadeia biológica apresentando, assim, grande importância ecológica (e.g. WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; YANCHEVA et al., 2015; CARPENÈ; ANDREANI; ISANI, 2017).

Apesar de não serem tão comuns como os que empregam peixes, estudos que utilizem organismos da fauna silvestre como bioindicadores ambientais, nos mais diferentes habitats que se distribuem, estão em ascensão (FERREIRA, 2003; MATEO et al., 2006; MILLÁN et al., 2008; BRAIT; FILHO; FURTADO, 2009; ANZOLIN, 2011; GONÇALVES et al., 2012; WEIJS; ZACCARONI, 2016; CARPENÈ; ANDREANI; ISANI, 2017; SILVA et al., 2018; VIDAL et al. 2018). Animais selvagens também são frequentemente expostos a poluentes, advindos de diversas atividades antropogênicas, que são absorvidos de diferentes formas por estes organismos (MATEO et al., 2006; MILLÁN et al., 2008; BRAIT; FILHO; FURTADO, 2009). Assim, vários grupos da fauna terrestre vêm sendo utilizados como indicadores de contaminação ambiental, especialmente por metais pesados (SMITH et al., 2007; MARQUES et al., 2008). Nesse contexto, espécies carnívoras, presumivelmente mais suscetíveis à bioacumulação, e herbívoras são utilizadas como sentinelas em áreas afetadas por atividades industriais ou acometidas por desastres ambientais, e diversos biomarcadores são aplicados nessas pesquisas (MATEO et al., 2006; MILLÁN et al., 2008), indicando que há sensibilidade de vários desses métodos à avaliação de danos. Porém, devido a aspectos éticos, protetivos e legislativos, os estudos com estes organismos, na maioria das vezes, empregam metodologias de amostragem minimamente ou não invasivas, sendo avaliadas, portanto, amostras de sangue, fezes, urina, pelos, pele e penas (e.g., FERREIRA, 2003; FOSSI et al., 2004; BRAIT; FILHO; FURTADO, 2009; ANZOLIN, 2011; DEBÉN et al., 2012; GUPTA; BAKRE, 2013; LODENIUS; SOLONEN, 2013; ESTRADA-GUERRERO; SOLER-TOVAR, 2014; WEIJS; ZACCARONI, 2016), exatamente como adotado pelo LACTEC no presente estudo.

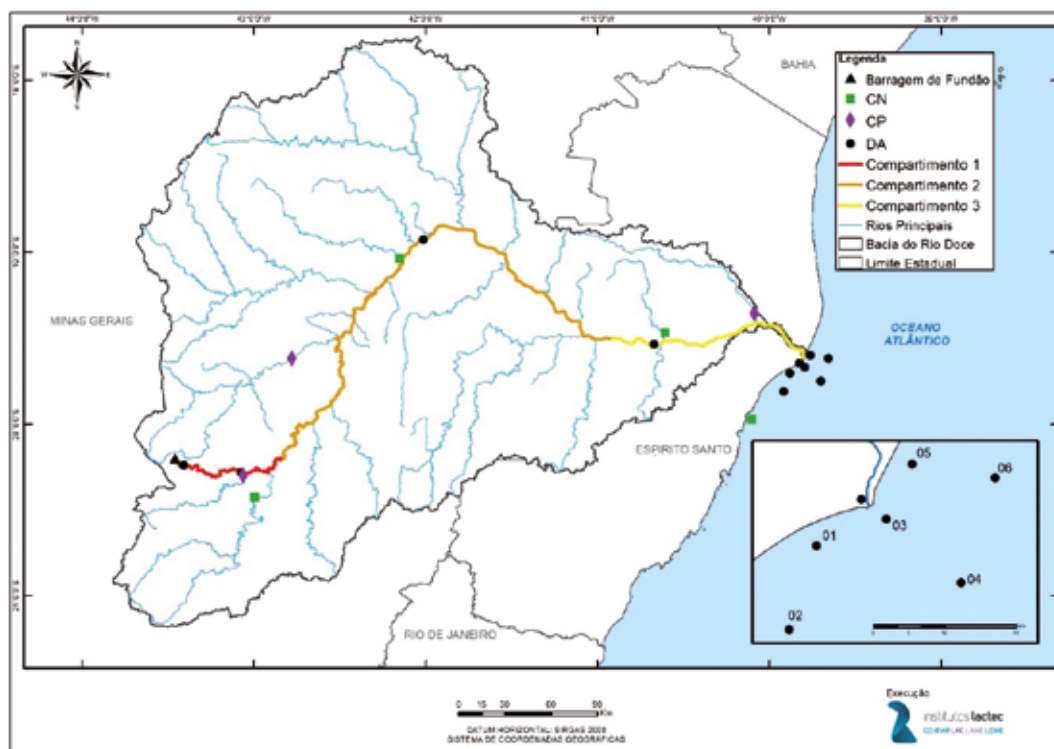
7.2 METODOLOGIA

7.2.1 PEIXES

7.2.1.1 Pontos amostrados

Foram definidos para amostragem 18 pontos ao longo de toda a extensão da área de passagem e deposição da lama (APDL), sendo: dez (10) pontos na porção continental, dois (2) pontos na região estuarina e seis (6) pontos na região marinha (Figura 179;Tabela 34). Os pontos da porção continental foram distribuídos nos três (3) compartimentos da bacia do rio Doce, ou seja, compartimentos 1, 2 e 3, de modo a percorrer toda a extensão acometida pelo desastre. Em cada um dos três compartimentos foram estabelecidos três pontos, os quais foram escolhidos de modo a contemplar um local dentro da APDL, ou seja, onde ocorreu a passagem e/ou deposição da lama (aqui denominado, simplesmente, DA); um ponto controle negativo (CN, livre de possíveis interferentes antrópicos diretos) e um controle positivo (CP). Foram considerados como controle positivo ambientes que além de degradados por fontes de contaminação antrópica apresentavam problemas de deterioração ou alteração das condições ambientais, aproximando-se das características locais previamente descritas para a região (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b, ítem 4.4. ecotoxicologia). Especificamente no compartimento 1, foram amostrados 4 pontos, ou seja, um ponto DA, um ponto CP, um ponto CN e o Dique S4 (DQ), também considerado dentro da APDL, mas com populações de peixes relativamente recém constituídas, uma vez que o Dique, que corresponde a uma medida emergencial de contenção de sedimentos do Complexo Minerário de Germano, foi construído apenas no ano de 2016. Na região estuarina foram selecionados dois pontos, sendo um ponto considerado dentro da área afetada pela passagem ou deposição da lama, localizado exatamente na foz do rio Doce (compartimento 4) e um ponto considerado como não contaminado (ou controle) situado na foz do estuário do rio Piraquê-Açu. Na porção marinha (compartimento 5) foram selecionados seis pontos, sendo três pontos próximos a região costeira (5 km da costa), onde ficou a maior concentração da pluma de rejeitos e, três pontos afastados cerca de 20 km da costa, onde ficou acumulado uma menor concentração da pluma (Figura 179). A distância entre os três pontos em cada um dos raios (5 ou 20 km) é de 10 km. Todas as coordenadas geográficas dos pontos amostrados são apresentadas na Tabela 34.

Figura 179 – Mapa da localização dos pontos de amostragem de ecotoxicologia ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre.



CN – Controle Negativo (quadrado verde); CP – Controle Positivo (losango roxo) e DA – Dentro da APDL (círculo preto)

Tabela 34 – Descrição e coordenadas dos pontos de amostragem de ecotoxicologia nas regiões continental, estuarina e marinha

Regiões	Compartimento	Localização ponto	Característica do Ponto	Coordenadas (latitude/longitude – SIRGAS2000)
Continental	1	Rio Piranga	Controle Negativo	20°25'39.61" S/ 42°55'14.27" W
Continental	1	Rio do Carmo	Controle Positivo	20°17'50.53" S/43°4'25.46" W
Continental	1	Dique S4	Dentro da APDL	20°14'21.39" S/43°24'41.09" W
Continental	1	Rio Gualaxo	Dentro da APDL	20°17'7.79" S/43°4'43.71" W
Continental	2	Rio Corrente Grande	Controle Negativo	19°02'05.04" S/42°09'09.46" W
Continental	2	Rio Piracicaba	Controle Positivo	19°36'56.03" S/ 42°46'50.81" W
Continental	2	Doce-Gov.Valadares	Dentro da APDL	19°0'59.79" S/42°7'5.22" W
Continental	3	Rio Pancas	Controle Negativo	19°28'27.99" S/ 40°36'48.97" W
Continental	3	Rio Pequeno	Controle Positivo	19°22'28.31" S/40°4'43.63" W
Continental	3	Doce-Colatina	Dentro da APDL	19°30'37.95" S/40°36'35.21" W
Estuarina	-	Foz do Piraquê-Açú	Controle Negativo	19°57'18.35" S/40°10'15.56" W
Estuarina	4	Foz do rio Doce	Dentro da APDL	19°38'22.08"S/39°49'1.16"W

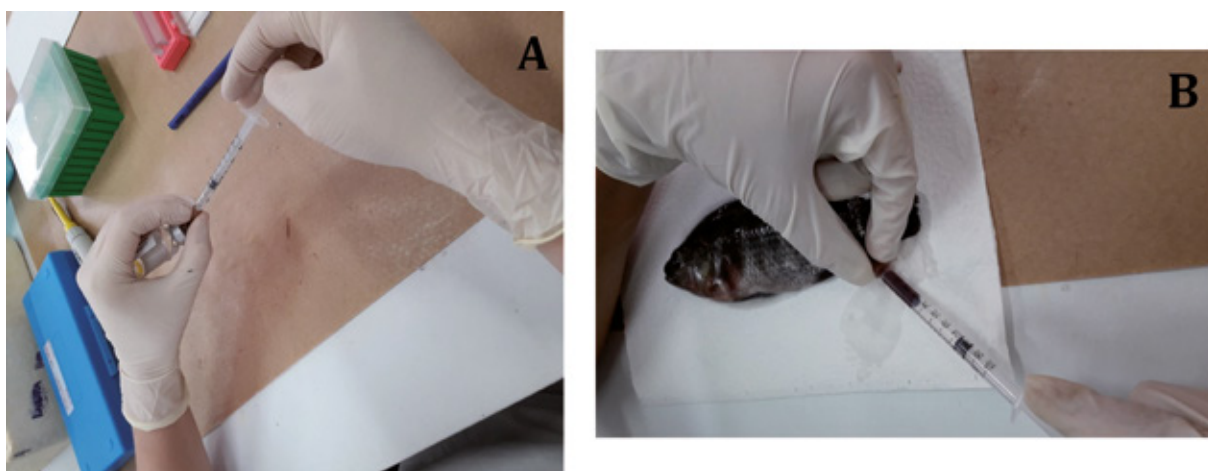
Regiões	Compartimento	Localização ponto	Característica do Ponto	Coordenadas (latitude/longitude – SIRGAS2000)
Marinha	5	Ponto 1 - 5 km da costa	Dentro da APDL	19°42'09.74" S/39°52'46.55" W
Marinha	5	Ponto 3 - 5 km da costa	Dentro da APDL	19°40'07.63" S/39°47'30.91" W
Marinha	5	Ponto 5 - 5 km da costa	Dentro da APDL	19°35'58.19" S/39°45'34.08" W
Marinha	5	Ponto 2 - 20 km da costa	Dentro da APDL	19°48'28.70" S/39°54'52.50" W
Marinha	5	Ponto 4 - 20 km da costa	Dentro da APDL	19°44'57.23" S/39°41'50.91" W
Marinha	5	Ponto 6 - 20 km da costa	Dentro da APDL	19°37'00.51" S/39°39'17.11" W

7.2.1.2 Obtenção, processamento e acondicionamento das amostras

As amostragens de peixes para análises ecotoxicológicas foram realizadas juntamente com as amostragens de ictiologia, ou seja, em alguns dos pontos amostrados pela equipe de ictiologia e seguindo o mesmo protocolo e petrechos, adequados ao ambiente e tamanho dos indivíduos (para maiores detalhes ver dados de Ictiologia, Capítulo 2.7 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais e Capítulo 2.5 do TOMO IV – Zona Costeira e Marinha). Esforço adicional de captura, através de pesca com vara, foi empregado para complementação do número amostral e/ou para obtenção de espécies de nível trófico específico.

Após captura, os animais foram acondicionados em caixas plásticas e mantidos com água do local de coleta, sob aeração constante, protegidos do sol ou chuva, até o momento das amostragens de sangue e tecidos. A água das caixas de manutenção foi substituída com frequência, de modo a evitar a deterioração da mesma e, conseqüentemente, da saúde dos organismos. Foram amostrados, sempre que possível, 10 indivíduos de três espécies pertencentes a três diferentes níveis tróficos (n total = 30 por ponto). Para isso, os animais foram individualmente anestesiados (total ausência de reações e estímulos de toque), por aproximadamente 2 min, em um balde contendo água do local de coleta acrescido de anestésico (benzocaína 5%). Em seguida os animais foram medidos (comprimento total), pesados (peso total) e tiveram sangue retirado através de punção da veia caudal com seringas de insulina heparinizadas (heparina sódica, Hemofol®) (Figura 180). Este material foi acondicionado em microtubos, teve uma alíquota (10 µl) imediatamente transferida para um tubo criogênico contendo 1 mL de tampão de criopreservação (BONY et al., 2008; SANTOS et al., 2016), o qual em seguida, foi congelado em nitrogênio líquido de modo a garantir a viabilidade da amostra para o ensaio de avaliação de dano ao DNA (ou ensaio cometa, COM). Duas outras alíquotas (5 µl cada) foram utilizadas para a preparação de extensões sanguíneas, em duplicada, necessárias às análises de micronúcleos (MN) e demais alterações nucleares em eritrócitos (ANEs). O restante do sangue foi centrifugado (10 min, 3.000 rpm, temperatura ambiente) para a obtenção do plasma, o qual foi imediatamente transferido para tubos criogênicos e congelado em nitrogênio líquido, onde foram mantidos até a chegada ao laboratório nos Institutos LACTEC, em Curitiba.

Figura 180 – Heparinização da seringa para coleta de sangue (A);
Punção caudal do peixe para obtenção de sangue (B).

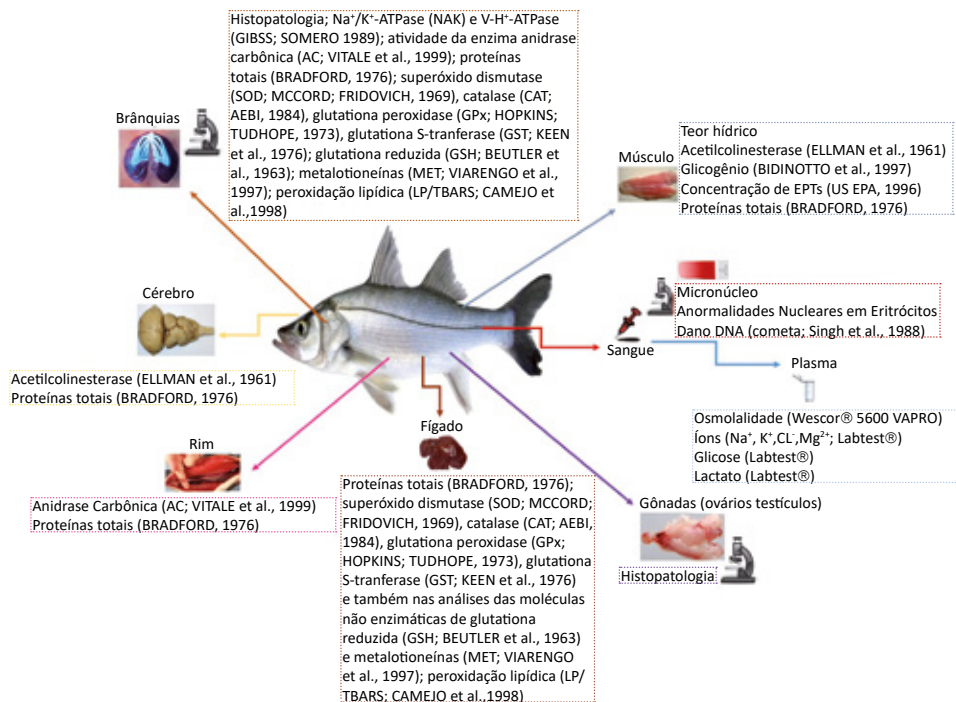


Fonte: LACTEC

Imediatamente após amostragem de sangue, os animais foram rapidamente eutanasiados (conforme previsto na portaria CFBio 148/2012) e tiveram suas cavidades opercular, cranial e abdominal abertas para identificação do sexo e remoção de tecidos (brânquias, rim, fígado, gônadas, cérebro e músculo), necessários às diferentes análises histológicas, fisiológicas, químicas e bioquímicas. O segundo arco branquial direito e as gônadas (ovários e testículos) foram imediatamente acondicionados em frascos plásticos, contendo aproximadamente 5 mL de solução de formaldeído 10%, onde foram mantidos, sob temperatura ambiente, até o final das amostragens (aproximadamente 30 dias). Os demais tecidos foram rapidamente acondicionados em tubos criogênicos e, em seguida, congelados em nitrogênio líquido onde foram mantidos até a chegada ao laboratório nos Institutos LACTEC, em Curitiba.

No destino, as amostras de sangue criopreservadas foram imediatamente processadas para a análise do ensaio cometa. As lâminas com extensões sanguíneas foram analisadas quanto à presença de MN e ANEs. As amostras de plasma foram transferidas para freezer -20° C onde foram mantidas até a realização das análises de osmolalidade, íons (Na^+ , K^+ , Cl^- , Mg^{2+}), glicose e lactato. As amostras de tecidos fixadas em formaldeído 10% foram processadas para as análises histopatológicas. As demais amostras de tecidos foram transferidas para ultrafreezer (-80° C), onde foram mantidas até o momento da realização das análises de determinação das atividades específicas das enzimas Na^+/K^+ -ATPase (NAK) e V-H^+ -ATPase (brânquias); anidrase carbônica (AC) (brânquias e rins); superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT), glutatona peroxidase (GPx), glutatona S-transferase (GST); das moléculas não enzimáticas de glutatona reduzida (GSH) e metalotioneínas (MT); da peroxidação lipídica (LPO/TBARS) (brânquias e fígado); da concentração de elementos potencialmente tóxicos (EPTs), teor de hidratação (TH) e glicogênio (músculo); atividade da acetilcolinesterase (AChE, músculo e cérebro); e da concentração de proteínas totais (PT, brânquia, rim, fígado, músculo e cérebro), conforme resumido na Figura 181.

Figura 181 – Esquema dos biomarcadores avaliados nos diferentes tecidos dos peixes amostrados e suas respectivas metodologias



Fonte: LACTEC

7.2.1.3 Análises das amostras

7.2.1.3.5.1 Análises sanguíneas

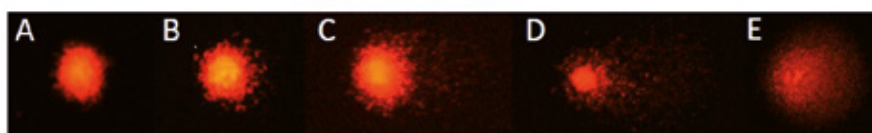
Análise de danos no DNA – ensaio de cometa

O ensaio alcalino do cometa foi realizado de acordo com Singh et al. (1988). Apenas as amostras que apresentaram viabilidade celular superior a 80%, determinada através do método de exclusão por azul de Trypan, foram utilizadas no ensaio. Este consistiu na homogeneização de 10 µL de cada amostra em 120 µL de agarose de baixo ponto de fusão (LMP) que, em seguida, foi dispensada em lâminas previamente cobertas com agarose normal, recoberta com lamínula e colocada na geladeira por 50 min. Posteriormente, as lamínulas foram retiradas e as lâminas submetidas às seguintes etapas: a) lise: 2 h, a 4° C, protegido da luz, em solução de lise (NaCl 2,5 M, EDTA 100 mM, Tris 10 mM, DMSO 10%, Triton X-100 1%, N-lauril sarcosinato 1%, pH 10,0); b) desnaturação do DNA: 30 min, no escuro, em tampão de eletroforese (NaOH 0,3 N, EDTA 1 mM, pH>13); c) eletroforese: 20 min, 300 mA, 25 V, 1 V cm⁻¹; d) neutralização: três lavagens de 5 min com tampão (0,4 M Tris, pH 7,5). As lâminas foram fixadas com etanol absoluto por 10 min e acondicionadas em geladeira até o momento das análises. Para as análises, as lâminas foram coradas com GelRed (Uniscience®) e cobertas com lamínula.

Foram analisados 100 nucleóides por animal, por meio de teste cego, em microscópio de fluorescência na objetiva de 40x. Os danos no DNA foram classificados visualmente, considerando o tamanho da cauda do cometa, em 4 classes: a) classe 0 = sem dano aparente; b) classe 1 = cauda curta menor que o diâmetro do núcleo (dano pequeno); c) classe 2 = comprimento da cauda correspondendo a uma ou duas vezes o diâmetro do núcleo (dano médio); d) classe 3 = comprimento da cauda maior que o dobro do diâmetro do núcleo (dano significativo); e) célula inviável (Figura 182). Para o cálculo do score

de dano, o número de células em cada classe (0, 1, 2 ou 3) foi multiplicado pelo valor de cada classe e o escore foi calculado pela fórmula: $(0 \times A) + (1 \times B) + (2 \times C) + (3 \times D)$, onde: A, B, C e D correspondem ao número de células em cada uma das classes. Assim, o valor de escore pode variar de um mínimo de 0 e um valor máximo de 300. Os resultados foram expressos pela média dos escores de danos no DNA.

Figura 182 – Fotomicrografia mostrando as diferentes classes de cometa consideradas no cálculo do escore de danos e uma célula inviável: A) Classe 0; B) Classe 1; C) Classe 2; D) Classe 3; E) Célula inviável.



Fonte: VIEIRA et al. (2016)

Análise de micronúcleo (MN) e demais alterações nucleares em eritrócitos (ANEs)

As lâminas contendo as extensões sanguíneas foram analisadas quanto à presença de MN e ANEs de acordo com os protocolos descritos por Carrano; Heddle (1973), Schimid (1975) e Carrasco et al. (1990). Para isso, uma pequena quantidade de sangue ($5\mu\text{l}$) foi distendida sobre a lâmina de vidro, formando uma fina camada, sobre toda a superfície da lâmina (Figura 183).

Figura 183 – Imagem representativa de extensão sanguínea necessária às análises de micronúcleos (MN) e demais alterações nucleares em eritrócitos (ANEs)



As lâminas secaram protegidas da luz (em laminários), por 24h, em temperatura ambiente e, então, foram fixadas em metanol puro absoluto por 10 min. Em seguida, foram armazenadas novamente em laminários onde foram mantidas até o momento da coloração (Figura 184 A). A coloração foi realizada com Giemsa 10% por um período que variou entre 10 a 35 min dependendo da espécie (Figura 184 B).

Figura 184 – Imagens representativas das lâminas secando em laminários após fixação em metanol (A) e da coloração com Giemsa 10% (B).

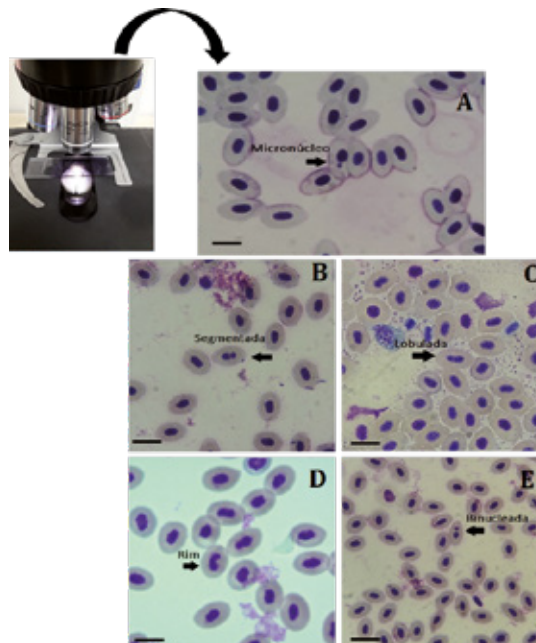


Fonte: LACTEC

Um total de 3000 eritrócitos foram observados e contados, aleatoriamente, por meio de teste cego, em microscópio óptico (1000x de magnificação). Apenas eritrócitos nucleados e com membranas celulares e nucleares intactas foram considerados na análise. Partículas arredondadas, com um

diâmetro de 1/5 a 1/20 do núcleo principal, sem nenhuma ligação com o mesmo, com uma coloração característica, coerente com o núcleo principal, e uma imagem não refratária, foram aceitos como micronúcleos (Figura 185A). Foram consideradas como alterações nucleares: núcleo segmentado (Figura 185B), núcleo lobulado (Figura 185C), núcleo em forma de rim (Figura 185D) e a presença de células binucleadas (Figura 185E). A frequência média de MN e ANEs foram calculadas e expressas por 1000 células (‰).

Figura 185 – Imagens representativas de micronúcleo (A) e alterações nucleares (B-E) em eritrócitos de peixes



Fonte: LACTEC; escala: 20 μ M

7.2.1.3.5.2 Análises plasmáticas

Osmolalidade (OSM)

A osmolalidade plasmática foi determinada em amostras de plasma, sem diluição, lidas no micro-osmômetro de pressão de vapor (Wescor® 5600 VAPRO). Os resultados foram expressos em $\text{mOsm.Kg H}_2\text{O}^{-1}$.

Íons

A determinação dos íons cloreto (Cl^-) e magnésio (Mg^{2+}) foi realizada em amostras de plasma sem diluição, no caso de peixes de água doce e diluídas (1:5) em amostras de peixes estuarinos e marinhos. Esses íons foram determinados por meio de kits colorimétricos comerciais (Labtest®) com leitura de absorbância em 470 e 505 nm, respectivamente, em espectrofotômetro (Molecular Devices® SpectraMax M2e). Os íons sódio (Na^+) e potássio (K^+) foram determinados em amostras de plasma diluídas (1:200) em água ultra-pura (Milli-Q) através de fotômetro de chama (QUIMIS – Q498M). Os resultados foram expressos em mM.

Glicose e Lactato

As concentrações de glicose e de lactato foram determinadas com o uso de kits comerciais colorimétricos (Labtest®) em amostras de plasma, sem diluição, com leitura de absorbância a 505 nm e 550 nm, respectivamente (Molecular Devices® SpectraMax M2e). Os resultados foram expressos em mg.dL⁻¹.

7.2.1.3.5.3 *Análises teciduais*

Histopatologia

As brânquias e gônadas (ovários e testículos), fixados em formaldeído 10%, foram submetidos ao processo de desidratação em série crescente de álcool etílico, nos seguintes tempos e proporções: álcool 70% (1h para ambos os tecidos); álcool 80% (15 e 30 min para brânquias e gônadas, respectivamente); álcool 90% (30 min e 1h, respectivamente); álcool 100% (30 min e 1h, respectivamente); álcool 100% + xilol (proporção de 1:1; 15 e 30 min, respectivamente). Em seguida, as amostras foram submetidas aos procedimentos de diafanização (10 e 20 min em xilol puro, respectivamente), impregnação em Paraplast (Sigma Aldrich®) a 60° C e inclusão em Paraplast (Sigma Aldrich®) em temperatura ambiente. Após a inclusão, o material foi cortado em micrótomo (6 µm) e corado com hematoxilina-eosina (HE) para análise em microscópio de luz.

As brânquias foram analisadas quanto à presença de deformações e lesões, tais como: descolamento do epitélio branquial, desarranjo na estrutura das lamelas, edema lamelar, hiperplasia e hipertrofia celular nas lamelas branquiais, fusão lamelar, e alterações vasculares, como constrição do seio sanguíneo, congestão vascular e aneurisma. Nas gônadas, além da identificação de lesões que pudessem levar ao comprometimento da estrutura ou alteração no processo reprodutivo, foram identificados os estádios de desenvolvimento gonadal, através da escala de maturidade proposta por VAZZOLER (1996), considerando os seguintes estádios de desenvolvimento: (A) Imaturo, (B) Maturação, (C) Maduro, (SD) Semi-Desovado/(SE) Semi-Esgotado (para algumas espécies, fêmeas e machos, respectivamente) e (D) Desovado/Recuperado (fêmeas) ou (E) Esgotado/Recuperado (machos). Os estádios B, C, SD/SE, D/E são estádios avaliados apenas em adultos.

Preparo dos homogeneizados para análises fisiológicas e bioquímicas

Uma parte das lamelas branquiais, de cada uma das amostras coletadas, foi pesada (Bel Engineering® M214Ai, precisão 0,1 mg), homogeneizada (1:10 m/v; homogeneizador do tipo Turrax, Tecnal® por 30 segundos) em tampão SEID (Sacarose, EDTA, Imidazol e Deoxicolato de sódio), centrifugada (10.000 xg, 20 min, 4° C; Daiki® DTR16.000) e o sobrenadante aliqotado para a determinação das atividades específicas das enzimas NAK-ATPase, V-H⁺ATPase, AC e da concentração de PT. A massa restante das lamelas branquiais e o fígado foram pesados (Bel Engineering® M214Ai, precisão 0,1 mg), homogeneizados (1:3 m/v; ultrasonicador Eco-Sonics® Ultronic QR300, com potência de 30% em dois ciclos de 10 segundos) em tampão fosfato de potássio (0,1 M, pH 7,0), centrifugados (13.000 rpm, 20 min, 4° C; Daiki® DTR16.000) e o sobrenadante aliqotado para as análises das atividades da SOD, CAT, GPx, GST, e das concentrações de GSH, MT, TBARS (LPO) e PT. As amostras de rins foram pesadas (Bel Engineering® M214Ai, precisão 0,1 mg), homogeneizadas (1:10 m/v; homogeneizador do tipo Turrax, Tecnal® por 30 segundos) em tampão fosfato de sódio (10 mM; pH 7,4), centrifugadas (10.000 xg, 20 min, 4° C; Daiki® DTR16.000) e o sobrenadante aliqotado para as análises da atividade

da AC e da concentração de PT. As amostras de cérebro foram pesadas (Bel Engineering® M214Ai, precisão 0,1 mg), homogeneizadas (1:10 m/v; ultrasonicador Eco-Sonics® Ultronic QR300, potência de 30% em dois ciclos de 10 segundos) em tampão fosfato de potássio (0,1 M, pH 7,5), centrifugadas (12.000 x g, 20 min, 4°C; Daiki® DTR16.000) e o sobrenadante aliqotado para as análises da atividade da AChE e da concentração de PT. Uma alíquota de fragmento muscular foi pesada (~ 100 mg; Bel Engineering® M214Ai, precisão 0,1 mg), homogeneizada (1:10 m/v; ultrasonicador Eco-Sonics® Ultronic QR300, potência de 30% em dois ciclos de 10 segundos) em tampão fosfato de potássio (0,1 M, pH 7,5), centrifugada (12.000 x g, 20 min, 4°C; Daiki® DTR16.000) e o sobrenadante aliqotado para as análises da atividade da AChE e das concentrações de PCO e PT.

Na⁺K⁺ATPase (NAK) e V-H⁺ATPase

A determinação das atividades específicas das enzimas Na⁺/K⁺-ATPase, V-H⁺-ATPase em brânquias foi realizada através do protocolo descrito por Gibbs e Somero (1989) e adaptado para microplacas por Kültz e Somero (1995). Os resultados dessas enzimas foram expressos em μmol de ADP.mg de proteína⁻¹.h⁻¹.

Anidrase carbônica (AC)

A atividade específica da AC branquial e renal foi determinada com base no protocolo estabelecido por Henry (1991) e descrito por Vitale et al. (1999). O cálculo da atividade foi realizado com base nas descrições de Burnett et al. (1981) e Vitale et al. (1999), através da fórmula: $\text{AAC} = [\text{TC}/(\text{TNC} - 1)]$. mg de proteína total⁻¹. Os resultados foram expressos em atividade específica da AC. mg de proteína⁻¹.

Superóxido dismutase (SOD)

A atividade da SOD branquial e hepática foi determinada conforme protocolo descrito por Mccord e Fridovich (1969). Os resultados foram expressos como U de SOD.mg de proteína⁻¹.

Catalase (CAT)

A atividade da CAT branquial e hepática foi determinada conforme protocolo descrito por Aebi (1984), adaptado para microplacas. Os resultados foram expressos como $\mu\text{mol} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}$ de proteína⁻¹.

Glutathione peroxidase (GPx)

A atividade da GPx branquial e hepática foi determinada conforme protocolo estabelecido por Hopkins e Tudhope (1973). Os resultados foram expressos como $\text{nmol} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}$ de proteína⁻¹.

Glutathione S-transferase (GST)

A atividade da GST branquial e hepática foi determinada conforme protocolo estabelecido por Keen et al. (1976). Os resultados foram expressos como $\text{nmol} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}$ de proteína⁻¹.

Glutathione reduzida (GSH)

A concentração de glutathione reduzida branquial e hepática foi determinada conforme protocolo descrito por Beutler et al. (1963). Os resultados foram expressos como $\text{nmol} \cdot \text{mg}$ de proteína⁻¹.

Metalotioneínas (MT)

A determinação da concentração de MT presentes em tecido branquial e hepático foi realizada conforme protocolo descrito por Viarengo et al. (1997) baseado numa curva padrão de GSH. O cálculo da quantidade de MT presentes no homogenato foi realizado conforme protocolo descrito por Linde e Garcia-Vazquez (2006), utilizando a razão de 1:20. Os resultados foram expressos como nmol.mg de proteína⁻¹.

Lipoperoxidação (LPO)

Para determinação da peroxidação lipídica em tecido branquial e hepático foi empregado o método de determinação de TBARS (substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico) descrito por Camejo et al. (1998). Os resultados foram expressos como nmol.mg de proteína⁻¹.

Acetilcolinesterase (AChE)

A determinação da atividade da AChE em tecido cerebral e muscular foi realizada através do protocolo descrito por Ellman et al. (1961). Os resultados foram expressos como nmol. min⁻¹.mg de proteína⁻¹.

Teor de hidratação muscular (TH)

Para a determinação da porcentagem de água presente em músculos, os tecidos foram pesados (~ 50 mg; peso úmido) em microtubos, em balança analítica (Bel Engineering® M214Ai, precisão 0,1 mg). Em seguida os tecidos foram transferidos para desidratação em estufa (QUIMIS® Q13) a 60° C por 24 h. Após este período os tecidos foram novamente pesados (peso seco) e a perda de água foi demonstrada pela porcentagem do peso inicial da amostra (peso úmido). Os resultados foram expressos em porcentagem (%).

Glicogênio muscular (GLICOG)

A determinação do GLICOG foi realizada segundo método descrito por Bidinotto et al. (1997). Os resultados foram expressos em µmol de glicosil-glicose.g de tecido úmido⁻¹.

Proteínas totais (PT)

A concentração de PT dos homogeneizados teciduais (brânquia, rim, fígado, músculo e cérebro), necessária para a normalização dos diferentes biomarcadores, foi determinada de acordo com o método estabelecido por Bradford (1976), com leitura de absorvância a 595 nm (Molecular Devices® SpectraMax M2e). Os resultados foram expressos como mg de proteína.ml⁻¹.

Determinação da concentração de elementos potencialmente tóxicos (EPTs)

As amostras de tecidos muscular utilizadas para a determinação de elementos potencialmente tóxicos (Ag, Al, As, Ba, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, La, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Zn) foram preparadas conforme protocolo estabelecido pela norma n° 3052 da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 1996). A determinação dos elementos foi realizada por Espectrômetro de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado iCAP RQ (ICP-MS - Thermo Fisher Scientific, Bremen, Alemanha), juntamente com amostrador automático Cetac Autosampler ASX-560 (Thermo Fisher Scientific, Alemanha) ou em Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado iCAP 6000 series com

amostrador automático Cetac Autosampler ASX-520 (ICP-OES - Thermo Fisher Scientific, Alemanha) no caso de amostras com elevadas concentrações dos elementos. Os padrões de calibração para construir a curva analítica dos elementos foram preparados em solução de HNO₃ 20% (v/v) a partir de diluições adequadas de soluções estoque de 1000 mg.L⁻¹ que foram adquiridos de Absolute Standards Inc (Hamden, Connecticut, EUA) com ISO GUIDE 34, todos rastreáveis pelo Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia (NIST). Os resultados estão apresentados em mg.kg⁻¹. Os valores foram calculados com base nas massas secas digeridas utilizando a expressão abaixo, no entanto os resultados foram corrigidos pelo teor de umidade das amostras e apresentados em mg.kg de massa úmida¹

$$C_{(\text{mg.kg}^{-1})} = \frac{c_{(\mu\text{g.L}^{-1})} * V(\text{mL})}{m(\text{g}) * 1000}$$

Onde:

C é a concentração final em mg.kg⁻¹;

c é a concentração em μg.L⁻¹ lida em solução;

V é o volume final da solução em mL;

m é a massa da amostra em g;

e 1000 é o fator de conversão de μg.kg⁻¹ para mg.kg⁻¹.

Índice Integrado de Biomarcadores (IBR)

Especificamente para os resultados obtidos dos organismos da porção aquática continental, leia-se, compartimentos 1, 2 e 3, em cada uma das estações amostradas, foi aplicado o “Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores (IBR)” descrito por Beliaeff e Burgeot (2002) e revisado por Sanchez et al. (2013)(IBRv2). Sempre que possível os dados foram agrupados de três formas: a) considerando todos os peixes obtidos em cada um dos pontos amostrais; b) considerando o agrupamento dos peixes, de cada um dos pontos amostrais, com base em sua ordem; c) considerando o agrupamento dos peixes, de cada um dos pontos amostrais, com base no hábito alimentar. Para o cálculo do valor de IBRv2 foram utilizados como valores de referência os resultados obtidos para o grupo controle negativo (CN). Desta forma, a razão entre as condições para cada biomarcador foi logaritimizada (Y_i) e posteriormente tiveram sua média (μ) e o desvio padrão (s) calculados. Em seguida os valores Y_i foram padronizados através da fórmula: Z_i = (Y_i - μ)/s e a diferença entre Z_i e Z₀ (T0) determinaram os valores de A. Por fim, o IBRv2 foi calculado para cada local amostrado por meio da somatória de valores de A de cada biomarcador (Sanchez et al., 2013). Em cada compartimento e estação, para cada agrupamento avaliado, os parâmetros foram representados através de um gráfico de radar que indica o desvio apresentado por cada um dos biomarcadores investigados, sendo a presença de ponto superior (positivo) indicativa de aumento da resposta do biomarcador, enquanto ponto inferior (negativo) indicativo de diminuição da resposta do biomarcador, sempre em relação às respostas dos biomarcadores nos organismos capturados no ponto CN. É válido ressaltar que o cálculo do IBRv2 foi realizado com o intuito de resumir os resultados, bem como de torna-los mais facilmente observáveis. Assim, os gráficos de todos os biomarcadores avaliados encontram-se disponíveis, de forma isolada, para cada um dos compartimentos avaliados, no Apêndice I.

7.2.1.3.5.4 Análises estatísticas

Os resultados obtidos com as análises dos diferentes biomarcadores estão apresentados como média \pm erro padrão da média. Os dados foram agrupados da mesma forma como previamente descrito para o cálculo do IBRv2, ou seja, considerando todos os indivíduos, as diferentes ordens e os diferentes hábitos alimentares. Tais agrupamentos, sempre que possível ($n \geq 3$) foram testados quanto às suas diferenças considerando os diferentes pontos amostrais em cada um dos compartimentos, bem como em relação às diferenças apresentadas entre as estações amostrais (seca/chuvosa) para cada um dos pontos. Desta forma, nos compartimentos 1, 2 e 3 foram realizadas comparações entre os pontos CN, CP e DA (incluindo DQ para o compartimento 1) para cada uma das estações amostrais, além das comparações entre as estações para cada um dos pontos. No compartimento estuarino (compartimento 4) foi realizada, apenas, a comparação entre as diferentes estações para o ponto DA, uma vez que não foi possível realizar amostragens adequadas no ponto CN deste compartimento. Por fim, no compartimento marinho (compartimento 5), como a amostragem foi realizada à contento apenas na estação chuvosa, as comparações foram realizadas em relação à distância da costa, ou seja, foram comparados entre si os três pontos próximos à costa (1, 3 e 5), assim como os três pontos distante da costa (2, 4 e 6), além da comparação, par a par, entre os pontos próximos e distantes da costa (1 x 2; 3 x 4; 5 x 6).

Para cada um dos agrupamentos avaliados, os resultados dos diferentes biomarcadores foram submetidos às análises de normalidade e homocedasticidade (homogeneidade de variância) através dos testes de Shapiro-Wilk e Brown-Forsythe, respectivamente. Os resultados que apresentaram normalidade e homogeneidade das variâncias foram submetidos à análise de variância de uma via (ANOVA de uma via) seguido do teste post-hoc de Tukey para localização das diferenças no caso de comparação entre 3 ou mais grupos ou ao teste-t para comparação entre dois grupos. Para dados que não apresentaram normalidade e/ou homogeneidade de variâncias foram utilizados os testes não-paramétricos de Kruskal-Wallis, seguido do teste de Dunn ou Mann-Whitney que correspondem aos testes não paramétricos para a ANOVA de uma via e teste-t, respectivamente (SigmaStat 14.0® e R®). Para todos os resultados, o nível de significância considerado foi menor que 0,05 ($p < 0,05$). Os gráficos com as representações estatísticas de cada um dos biomarcadores avaliados nos peixes dos compartimentos 1, 2 e 3 estão apresentados no Apêndice I deste relatório, enquanto os gráficos dos peixes dos compartimentos 4 e 5 estão apresentados ao longo do item Resultados e Discussão.

Os laudos das análises de cada um dos biomarcadores avaliados nos peixes são apresentados no Anexo V. Já os laudos das análises de elementos potencialmente tóxicos nos peixes são apresentados no Anexo VI.

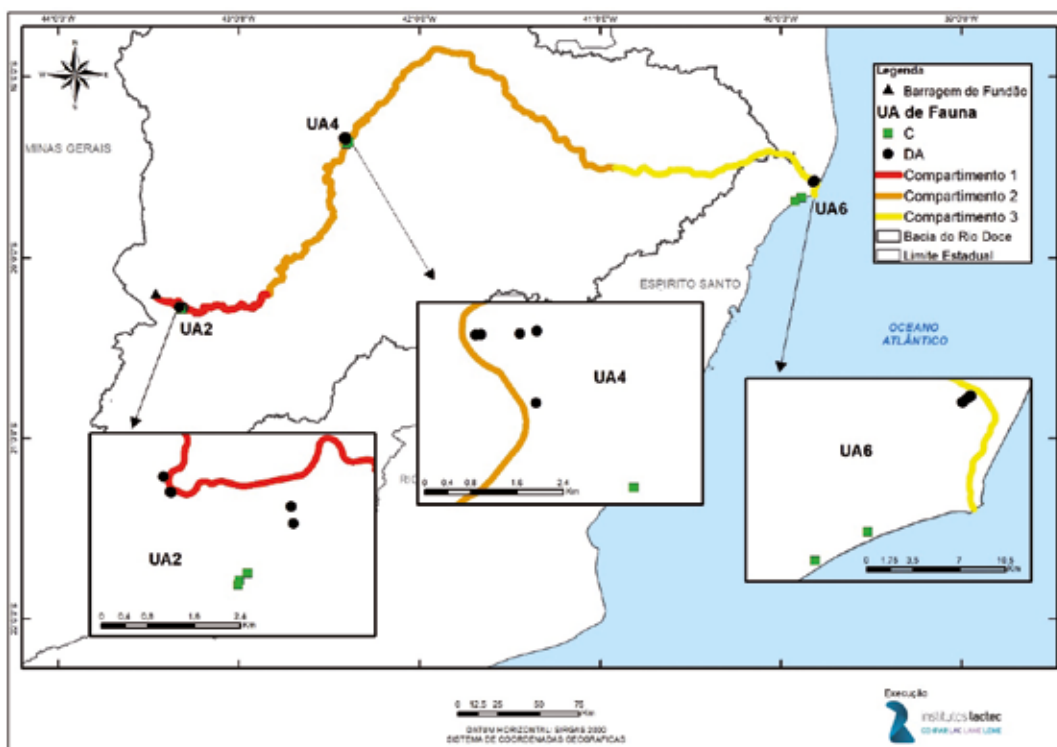
7.2.2 FAUNA SILVESTRE (HERPETOFAUNA, MASTOFAUNA TERRESTRE DE PEQUENO PORTE, MASTOFAUNA VOADORA E MASTOFAUNA AQUÁTICA)

7.2.2.1 Herpetofauna, mastofauna terrestre de pequeno porte e mastofauna voadora

7.2.2.1.5.1 Pontos amostrados

Apenas indivíduos pertencentes aos grupos de herpetofauna, mastofauna terrestre de pequeno porte e mastofauna voadora (quirópteros) foram amostrados para análise ecotoxicológica (entenda-se, análises de biomarcadores). A coleta das matrizes necessárias para avaliação destes grupos foi realizada juntamente com as amostragens de monitoramento, em três (3) das seis (6) unidades amostrais (UA) avaliadas no monitoramento de fauna silvestre (para maiores detalhes ver dados de Fauna silvestre, Capítulo 2.4 do TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera). As unidades amostrais foram distribuídas nos três (3) compartimentos da bacia do rio Doce, ou seja, compartimento 1 (UA2), compartimento 2 (UA4) e compartimento 3 (UA6), de modo a representar toda a extensão acometida pelo desastre (Figura 186). Em cada uma dessas unidades foram estabelecidos dois sítios amostrais, sendo: um local adjacente à área de passagem e deposição da lama (APDL), denominado de DA, e outro local, afastado da APDL, distante pelo menos em mil (1000) metros da margem do rio Doce, denominado controle (C). Para ampliar o número de espécimes amostrados, os grupos de herpetofauna e mastofauna de pequeno porte tiveram organismos coletados em duas áreas DA de cada um dos compartimentos (Tabela 35).

Figura 186 – Mapa da localização dos pontos de amostragem dos exemplares de fauna silvestre utilizados em análises ecotoxicológicas ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre



UA – Unidade Amostral. C – afastado da área de passagem e deposição da lama (APDL) (■) e DA – adjacente à APDL (●). A distribuição dos pontos C e DA correspondem às áreas abrangidas pelas diferentes equipes de fauna silvestre, ou seja, herpetofauna, mastofauna voadora e de pequeno porte.

Tabela 35 – Descrição e coordenadas dos pontos de amostragem de fauna silvestre para análises de ecotoxicologia

UA	Compartimento	Ponto	Método	Coordenadas (latitude/longitude - SIRGAS 2000)	Táxon	
2	1	C	Armadilha de Interceptação e Queda	20°17'13" S/43°19'09" W	Herpetofauna	
		DA1	Armadilha de Interceptação e Queda	20°16'24" S/43°19'47" W	Herpetofauna	
		DA2	Armadilha de Interceptação e Queda	20°16'32" S/43°18'40" W	Herpetofauna	
4	2	C	Armadilha de Interceptação e Queda	19°22'04" S/42°24'03" W	Herpetofauna	
		DA1	Armadilha de Interceptação e Queda	19°20'10" S/42°25'01" W	Herpetofauna	
		DA2	Armadilha de Interceptação e Queda	19°20'08" S/42°24'30" W	Herpetofauna	
6	3	C	Armadilha de Interceptação e Queda	19°40'03" S/39°53'08" W	Herpetofauna	
		DA1	Armadilha de Interceptação e Queda	19°34'30" S/39°48'57" W	Herpetofauna	
		DA2	Armadilha de Interceptação e Queda	19°34'47" S/39°49'16" W	Herpetofauna	
2	1	C	Armadilha de Captura Viva	20°17'15.54" S /43°19'09.64" W	Mastofauna de pequeno porte	
		DA1	Armadilha de Captura Viva	20°16'23.81" S /43°19'47.66" W	Mastofauna de pequeno porte	
		DA2	Armadilha de Captura Viva	20°16'41.42" S /43°18'38.75" W	Mastofauna de pequeno porte	
	4	2	C	Armadilha de Captura Viva	19°22'08.98" S /42°24'16.65" W	Mastofauna de pequeno porte
			DA1	Armadilha de Captura Viva	19°20'10.22" S /42°25'04.14" W	Mastofauna de pequeno porte
			DA2	Armadilha de Captura Viva	19°20'09.44" S /42°24'39.26" W	Mastofauna de pequeno porte
6	3	C	Armadilha de Captura Viva	19°40'02.80" S /39°53'08.15" W	Mastofauna de pequeno porte	
		DA1	Armadilha de Captura Viva	19°34'32.11" S /39°48'56.24" W	Mastofauna de pequeno porte	
		DA2	Armadilha de Captura Viva	19°34'46.82" S /39°49'16.66" W	Mastofauna de pequeno porte	
2	1	C	Redes de neblina	20°17'8.97" S /43°19'4.43" W	Mastofauna voadora (quirópteros)	
		DA	Redes de neblina	20°16'15.33" S /43°19'51.39" W	Mastofauna voadora (quirópteros)	
4	2	C	Redes de neblina	19°21'35.24" S /42°23'35.70" W	Mastofauna voadora (quirópteros)	
		DA	Redes de neblina	19°20'48.08" S /42°24'30.29" W	Mastofauna voadora (quirópteros)	
6	3	C	Redes de neblina	19°41'12.85" S /39°55'16.59" W	Mastofauna voadora (quirópteros)	
		DA	Redes de neblina	19°34'37.40" S /39°49'5.28" W	Mastofauna voadora (quirópteros)	

UA – unidade amostral; C – afastado da área de passagem e deposição da lama (APDL); DA – adjacente à APDL.

7.2.2.1.5.2 Obtenção, processamento e acondicionamento das amostras

Devido a grande área de extensão e heterogeneidade do ambiente onde ocorreu o desastre, não foi possível determinar as espécies de cada grupo de fauna que estariam presentes nas unidades amostrais, tampouco o número de indivíduos que seriam amostrados. No entanto, o esforço de coleta foi realizado com o intuito de amostrar sempre indivíduos das espécies mais abundantes de cada grupo de fauna e, no máximo 10 indivíduos por espécie, utilizando metodologias minimamente ou não invasivas para a coleta de amostras.

Os exemplares dos diferentes grupos de fauna foram capturados com armadilhas amplamente utilizadas em estudos de monitoramento e específicas a cada um dos grupos (para maiores detalhes ler diagnóstico de danos e documentos suplementares da fauna silvestre, no TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera). Todos os animais capturados por armadilhas e/ou redes específicas foram, o mais rapidamente possível, retirados das mesmas, contidos em sacos de tecido escuro ou caixas de contenção, a fim de reduzir e padronizar o estresse decorrente do manejo, sendo então preparados para amostragem de sangue venoso. A obtenção do sangue foi realizada com serigas de insulina heparinizadas (heparina sódica, Hemofol®). O volume amostrado não ultrapassou 1% da massa corpórea. Foram amostrados apenas animais com, no mínimo, 30 g de peso corporal. Considerando o risco anestésico, o longo período necessário para recuperação anestésica, assim como as características de resposta às situações de estresse, os exemplares da herpetofauna tiveram a amostragem de sangue realizada apenas sob contenção física, por meio da punção da veia da base da cauda em lacertídeos; de punção jugular, de vasos da base da cauda ou do seio venoso supraoccipital em quelônios; de punção cardíaca em anuros (SCHUMACHER 1996; BAUER; BAUER, 2014; DUTRA 2014). Os mamíferos de pequeno porte (roedores e marsupiais, com massa corporal entre 30 – 120g) foram anestesiados com associação de cloridrato de xilazina e cloridrato de cetamina ($6 \text{ mg.kg}^{-1} + 40 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente), administrados via intramuscular, seguida de punção cardíaca. Marsupiais acima de 120 g foram submetidos apenas à contenção física e coleta de sangue por meio de punção da veia caudal lateral, direita ou esquerda (THURMON; TRANQUILLI; BENSON, 1996; NASCIMENTO; HORTA, 2014; TEIXEIRA, 2014). Para quirópteros, as amostragens sanguíneas foram realizadas apenas sob contenção física, por meio da punção de ramos da veia ulnar ou cefálica (protopatagial) (HEARD, 2003; CLARK; HOLZ; DUIGNAN, 2004; ESHAR; WEINBERG, 2010).

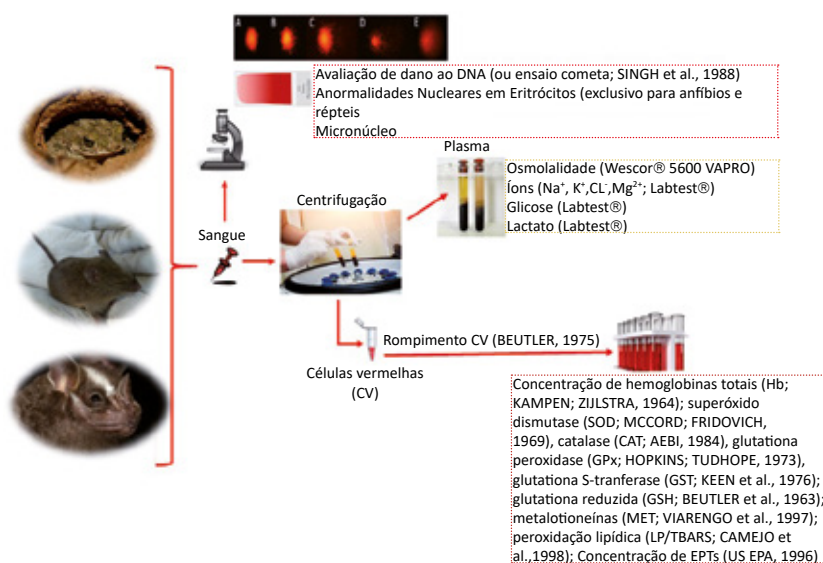
Para ambos os grupos, o sangue coletado foi acondicionado em microtubo e, teve uma alíquota imediatamente transferida para um tubo criogênico, contendo tampão de criopreservação (BONY et al., 2008; SANTOS et al., 2016) na proporção de diluição de 1:6, o qual foi imediatamente congelado em nitrogênio líquido de modo a garantir a viabilidade da amostra para o ensaio de avaliação de dano ao DNA (ou ensaio cometa). Duas alíquotas (5 μl cada) foram utilizadas para a preparação de extensões sanguíneas, em duplicada (Figura 183), necessárias às análises de micronúcleos (MN) e alterações nucleares em eritrócitos (ANEs, apenas para herpetofauna).

O restante do sangue foi centrifugado (10 min, 3.000 rpm, temperatura ambiente) para a obtenção do plasma. Uma alíquota (2 a 3 μl) foi utilizada para leitura de proteínas plasmáticas totais com auxílio do refratômetro portátil (RHC-200ATC, MEGABRIX). O volume sobressalente foi imediatamente transferido para tubo criogênico e congelado em nitrogênio líquido. O *pellet* de eritrócitos presente

no microtubo, formado após a centrifugação do sangue, foi lavado por duas vezes com PBS pH 7,4. Em seguida, recebeu solução hemolisante (EDTA 2,7 mM, pH 7,4 + 0,0049% de β -mercaptoetanol), numa proporção de 1:10 (BEUTLER, 1975) e o hemolisado foi imediatamente transferido para tubos criogênicos e acondicionado em botijões com nitrogênio líquido, onde foram transportados até o laboratório nos Institutos LACTEC, em Curitiba.

No laboratório, as amostras de sangue criopreservadas foram imediatamente processadas para a análise de cometa. As lâminas com extensões sanguíneas foram analisadas quanto à presença de MN e ANEs. As amostras de plasma foram transferidas para freezer -20°C onde foram mantidas até a realização das análises de osmolalidade, íons (Na^+ , K^+ , Cl^- , Mg^{2+}), glicose e lactato. As amostras de hemolisado de eritrócitos foram descongeladas, centrifugadas (16.000 rpm, 45 min, 4°C) e o sobrenadante aliqotado para a realização das análises das enzimas superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT), glutatona peroxidase (GPx), glutatona S-transferase (GST), das concentrações de hemoglobina (Hb), glutatona reduzida (GSH), metalotioneínas (MT) e da peroxidação lipídica (LPO/TBARS). Os resultados da atividade específica das enzimas, e das concentrações de GSH, MT e LPO foram normalizados pela concentração de hemoglobina (Hb) dos hemolisados. O resumo da metodologia de coleta e das análises que foram realizadas está contemplado na Figura 187.

Figura 187 – Esquema da metodologia de preparo do material coletado (sangue), das análises dos biomarcadores empregadas para avaliação da fauna e suas respectivas metodologias.



Fonte: LACTEC

7.2.2.1.5.3 Análises das amostras

a) Análises sanguíneas

Análise de danos no DNA – ensaio cometa

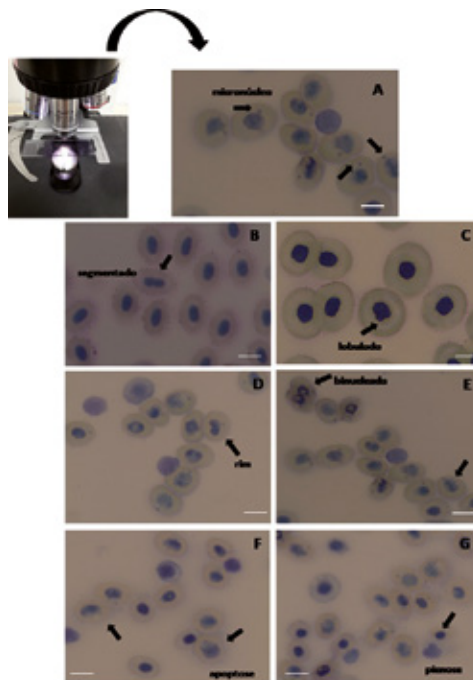
O ensaio alcalino do cometa foi realizado para os exemplares da fauna terrestre exatamente como descrito para as amostras de peixes (item 7.2.1.3.1 do presente relatório).

Análise de micronúcleo (MN) e alterações nucleares em eritrócitos (ANEs)

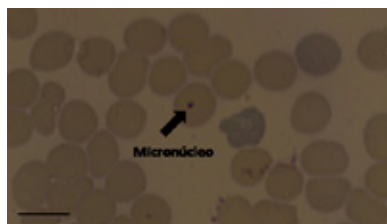
As lâminas contendo as extensões sanguíneas foram analisadas quanto à presença de MN e ANEs conforme protocolos descritos por Carrano; Heddle (1973); Schimid (1975) e Carrasco

et al. (1990). O preparo das extensões sanguíneas foi realizado como previamente descrito para peixes (item 1.2.1.3.1 do presente relatório). A coloração foi realizada com Giemsa 10% por um período que variou entre 20 a 60 min, dependendo do grupo faunístico. Um total de 3000 (mastofauna de pequeno porte e quirópteros) ou 1000 (herpetofauna) eritrócitos foram observados e contados, aleatoriamente, em microscópio óptico (1000X de magnificação). Como apenas a herpetofauna possui eritrócitos nucleados, neste grupo tanto a análise de MN quanto a de ANEs foram realizadas, sendo considerados para as análises apenas eritrócitos nucleados e com membranas celulares e nucleares intactas. Partículas arredondadas, com um diâmetro de 1/5 a 1/20 do núcleo principal, sem nenhuma ligação com o mesmo, com uma coloração característica coerente com o núcleo principal e uma imagem não refratária, foram considerados como micronúcleos (Figura 188 A). Foram consideradas como anormalidades nucleares: núcleo segmentado (Figura 188 B), núcleo lobulado (Figura 188 C), núcleo em forma de rim (Figura 188 D), células binucleadas (Figura 188 E), células em apoptose (Figura 188 F) e células em picnose (Figura 188 G). A frequência média de MN e ANEs foram calculadas e expressas por 1000 células (%). Para mastofauna de pequeno porte e quirópteros apenas a análise de MN foi realizada, uma vez que os eritrócitos desses organismos são anucleados, assim, a presença de partículas arredondadas, com um diâmetro de 1/5 a 1/20 do tamanho da célula, com uma coloração característica e coerente e uma imagem não refratária, foi considerada como micronúcleos (Figura 189). A frequência média de MN também foi calculada e expressa por 1000 células (%).

Figura 188 – Imagens de micronúcleo (A) e alterações nucleares (B-E) em eritrócitos de herpetofauna



Fonte: LACTEC; escala 5µm.

Figura 189 – Imagem de micronúcleo em eritrócitos da mastofauna

Fonte: LACTEC, escala 50µm

b) Análises plasmáticas

A análise de osmolalidade, íons (Na^+ , K^+ , Cl^- , Mg^{2+}), glicose e lactato foram realizadas como descrito para peixes no item 7.2.1.3.2 do presente relatório.

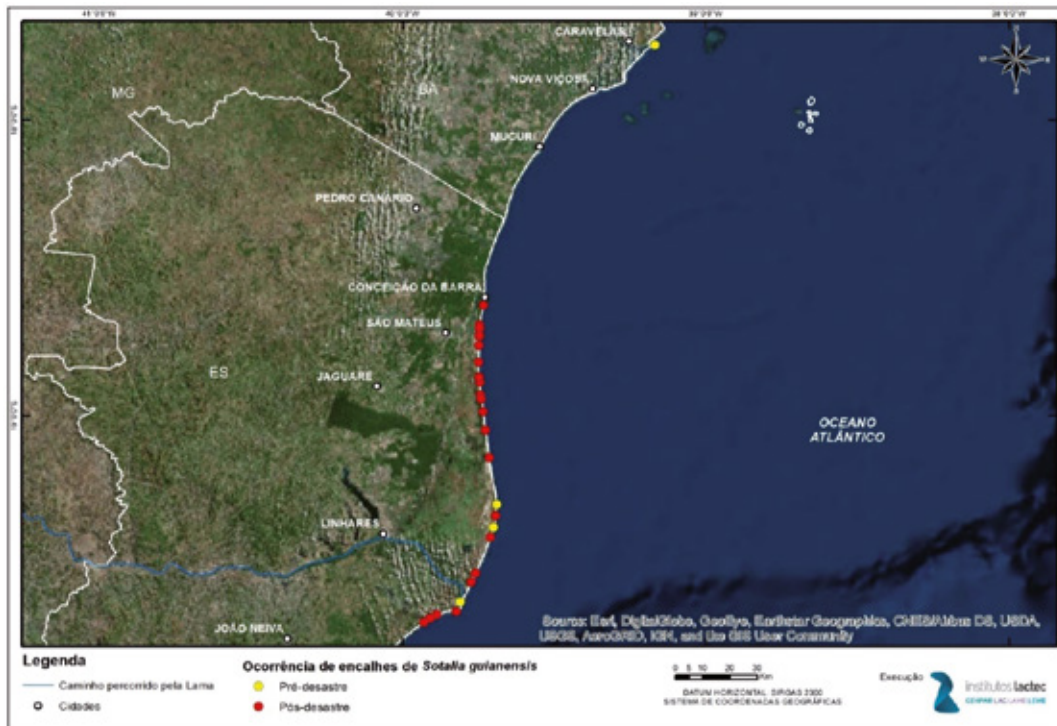
c) Análises no hemolisado

As análises de SOD, CAT, GPx, GST, GSH, MT, e LPO foram realizadas de acordo com as metodologias descritas para peixes no item 7.2.1.3.3 do presente relatório. A determinação da concentração de Hb, necessária para a normalização dos cálculos destes biomarcadores, foi realizada conforme protocolo descrito por Kampen e Zijlstra, 1964. Uma alíquota das mesmas amostras utilizadas para as análises supracitadas foi encaminhada para a determinação da concentração de EPTs e os resultados obtidos foram também normalizados pela concentração de Hb, sendo apresentados como $\mu\text{g. mg de Hb}^{-1}$.

7.2.2.2 Mastofauna aquática (cetáceos)

Amostras de diferentes tecidos (gordura, rim, fígado, músculo) dos exemplares da mastofauna aquática (cetáceos), foram obtidas de carcaças provenientes de encalhes ocorrido tanto pré quanto pós-desastre, em localidades próximas à foz do rio Doce e destinadas para a determinação de EPTs. A coleta dessas amostras de tecidos foi realizada pelo Instituto Baleia Jubarte (IBJ) e cedidas ao LACTEC, por meio de um termo de cooperação técnica. As análises seguiram o mesmo protocolo descrito para peixes no item 7.2.1.3.3 do presente relatório. As amostras foram agrupadas por período de ocorrência do encalhe. Foram consideradas como amostras pré-desastre as provenientes de carcaças encontradas entre 2011 e outubro de 2015, enquanto aquelas coletadas após a chegada da pluma de rejeitos à foz do rio Doce foram consideradas como pós-desastre e agrupadas de acordo com o ano em que foram coletadas, ou seja, 2016, 2017 e 2018. Desta forma, neste estudo, foram avaliadas as concentrações de EPTs nas amostras de 26 indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianenses*), dos quais 5 correspondem a encalhes pré-desastre e 21 de encalhes pós-desastre (Figura 190).

Figura 190 – Localização dos encalhes de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) cujas amostras (n = 26) foram destinadas para a análise das concentrações de EPTs.



7.2.2.3 Análises estatísticas

Os resultados dos biomarcadores e das concentrações de EPTs foram submetidos à análise de normalidade e homogeneidade de variância através dos testes de Shapiro-Wilk e Brown-Forsythe, respectivamente. Para herpetofauna, mastofauna terrestre de pequeno porte e mastofauna voadora os resultados considerados paramétricos foram submetidos ao teste t, enquanto aqueles considerados não paramétricos foram submetidos ao teste de Mann-Whitney (SigmaStat 14.0® e R®). Os resultados foram comparados quanto às suas diferenças em relação ao ponto amostral (C x DA) e em relação às estações amostrais num mesmo ponto (seca x chuvosa), bem como entre os compartimentos amostrados, numa mesma estação.

Para mastofauna aquática, os resultados das concentrações de EPTs foram avaliados para cada um dos tecidos analisados (gordura, músculo, rim e fígado) quanto às diferenças entre os quatro períodos amostrais (pré-desastre, pós-2016, pós-2017 e pós-2018) através da análise de variância (ANOVA) de uma via, seguido do teste de Tukey, para os resultados considerados paramétricos, enquanto aqueles considerados não paramétricos foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste de Dunn (SigmaStat 14.0® e R®).

Todos os resultados foram apresentados como média \pm erro padrão da média e o nível de significância considerado foi menor que 0,05 ($p < 0,05$).

Os laudos das análises de cada um dos biomarcadores avaliados na fauna silvestre são apresentados no Anexo VII. Já os laudos das análises de elementos potencialmente tóxicos na fauna silvestre são apresentados no Anexo VIII.

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.3.1 PEIXES

Este relatório traz os resultados obtidos para duas fases de campo da avaliação ecotoxicológica, realizadas nas estações seca (junho/julho) e chuvosa (outubro/novembro) de 2018, nas quais foram obtidos um total de 471 espécimes ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre (porções continental, estuarina e marinha). Estes compreenderam 32 espécies, 4 ordens e 3 hábitos alimentares (Tabela 36).

É importante mencionar que na primeira campanha, por conta das condições climáticas, não foi possível realizar a amostragem dos peixes da região marinha para análises dos biomarcadores. Na ocasião, o mar estava bastante agitado o que impossibilitou a retirada de sangue e tecidos dos animais em alto mar. Assim, embora os animais tivessem sido mantidos em caixas com grande volume de água, com aeração/oxigenação constante durante todo o período de transporte até a costa, quando o barco atracou muitos dos exemplares estavam moribundos, o que poderia prejudicar as análises e, deste modo, inviabilizar a correta interpretação dos dados. Embora estes animais tenham sido utilizados pela equipe de monitoramento da ictiofauna, para a avaliação ecotoxicológica apenas o tecido muscular foi coletado e destinado para a determinação da concentração de EPTs. Com os exemplares capturados na região marinha durante a segunda campanha foi possível avaliar todos os biomarcadores ecotoxicológicos propostos, inclusive a concentração de EPTs no tecido muscular.

Adicionalmente, na primeira campanha (estação seca) a foz do Piraquê-Açú ainda não havia sido estabelecido como ponto controle da região estuarina e, portanto, não foi realizada a amostragem neste ponto. Ainda, na segunda campanha, apesar dos esforços de amostragem, o número de animais capturados neste estuário (n=2) não foi suficiente para que o mesmo pudesse ser utilizado como comparativo ao ponto da foz do rio Doce. Deste modo, os resultados obtidos para os peixes capturados na região estuarina da foz do rio Doce foram avaliados apenas em relação às variações existentes entre as estações de coleta (seca x chuvosa).

Tabela 36 – Descritivo das espécies de peixes capturadas para avaliação ecotoxicológica, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre

Região	Compartimento	Localização do ponto	Característica do ponto	Espécie	Ordem	Hábito	Estação		
							Seca	Chuvosa	
Continental	1	Rio Piranga	CN	<i>Astyanax fasciatus</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X	
				<i>Geophagus brasiliensis</i>	Perciformes	Omnívoro	X	X	
				<i>Hypostomus affinis</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA	
				<i>Hoplias intermedius</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X	
				<i>Loricariichthys castaneus</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	X	
				<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Characiformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA	
				<i>Rhamdia quelen</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA	
				<i>Geophagus brasiliensis</i>	Perciformes	Omnívoro	X	X	
		Rio do Carmo	CP		<i>Loricariichthys castaneus</i>	Siluriformes	Detritívoro	NA	X
					<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Characiformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
					<i>Astyanax fasciatus</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
					<i>Geophagus brasiliensis</i>	Perciformes	Omnívoro	X	NA
		Rio Gualaxo	DA		<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Characiformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA
					<i>Rhamdia quelen</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
					<i>Astyanax fasciatus</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
					<i>Australoheros ipatinguensis</i>	Perciformes	Detritívoro	NA	X

Região	Compartimento	Localização do ponto	Característica do ponto	Espécie	Ordem	Hábito	Estação	
							Seca	Chuvosa
Continental	Rio Corrente Grande	CN		<i>Coptodon rendalli</i>	Perciformes	Detritívoro	NA	X
				<i>Oreochromis niloticus</i>	Perciformes	Omnívoro	X	NA
				<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
				<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Carnívoro	X	X
				<i>Astyanax bimaculatus</i>	Characiformes	Omnívoro	X	NA
				<i>Geophagus brasiliensis</i>	Perciformes	Omnívoro	X	X
				<i>Hoplias brasiliensis</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Loricariichthys castaneus</i>	Siluriformes	Detritívoro	NA	X
				<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Hoplias brasiliensis</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
	Rio Piracicaba	CP		<i>Hoplias brasiliensis</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Hoplias brasiliensis</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Hoplias intermedius</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
				<i>Hypostomus affinis</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	X
				<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	NA
				<i>Pogonopoma wertheimeri</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA
				<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
				<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
				Doce-Gov. Valadares	DA			

Região	Compartimento	Localização do ponto	Característica do ponto	Espécie	Ordem	Hábito	Estação	
							Seca	Chuvosa
Continental	3	Rio Pancas	CN	<i>Delturus carionotus</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA
				<i>Hoplias intermedius</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
				<i>Hoplosternum littorale</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
				<i>Hypostomus affinis</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA
				<i>Megaleporinus conirostris</i>	Characiformes	Omnívoro	X	NA
				<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Characiformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA
				<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	NA	X
				<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
				<i>Astyanax bimaculatus</i>	Characiformes	Omnívoro	NA	X
				<i>Hoplosternum littorale</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
				<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	NA
		Rio Pequeno	CP	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Carnívoro	X	X
				<i>Pygocentrus piraya</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
				<i>Astyanax bimaculatus</i>	Characiformes	Omnívoro	X	NA
				<i>Crenicichla lacustris</i>	Perciformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA
				<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
		Doce - Colatina	DA	<i>Hoplosternum littorale</i>	Siluriformes	Omnívoro	NA	X
				<i>Loricariichthys castaneus</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA
				<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	NA
				<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	Siluriformes	Omnívoro	NA	X

Região	Compartimento	Localização do ponto	Característica do ponto	Espécie	Ordem	Hábito	Estação	
							Seca	Chuvosa
Estuarina	4	Foz do Piraquê-Açú	CN	<i>Abudefduf saxatilis</i>	Perciformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
				<i>Genidens genidens</i>	Siluriformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Gobionellus oceanicus</i>	Perciformes	Detritívoro	X	NA
				<i>Genidens genidens</i>	Siluriformes	Carnívoro	X	X
				<i>Menticirrhus littoralis</i>	Perciformes	Carnívoro	X	NA
				<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
				<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
				<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
				<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
				<i>Conodon nobilis</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
				<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
				<i>Conodon nobilis</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
				<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
				<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
Marinha	5	4 – 20 km da costa	DA	<i>Conodon nobilis</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
				<i>Paralichthys sp</i>	Pleuronectiformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
				<i>Conodon nobilis</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
				<i>Paralichthys sp</i>	Pleuronectiformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
				<i>Stellifer stellifer</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
				<i>Symphurus sp</i>	Pleuronectiformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
				<i>Conodon nobilis</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
				<i>Paralichthys sp</i>	Pleuronectiformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
				<i>Stellifer stellifer</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
				<i>Symphurus sp</i>	Pleuronectiformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X

Células das estações marcadas com x indicam a estação em que determinada espécie foi capturada e NA a ausência de determinada espécie na respectiva estação. CN – controle negativo; CP – controle positivo; DA – dentro da APDL. Para as informações de ordem e hábitos alimentares foram consideradas as informações disponibilizadas pelo Fishbase

7.3.1.1 Alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna

a) Prejuízos às estruturas e função das brânquias (biomarcador: histopatologia de brânquias)

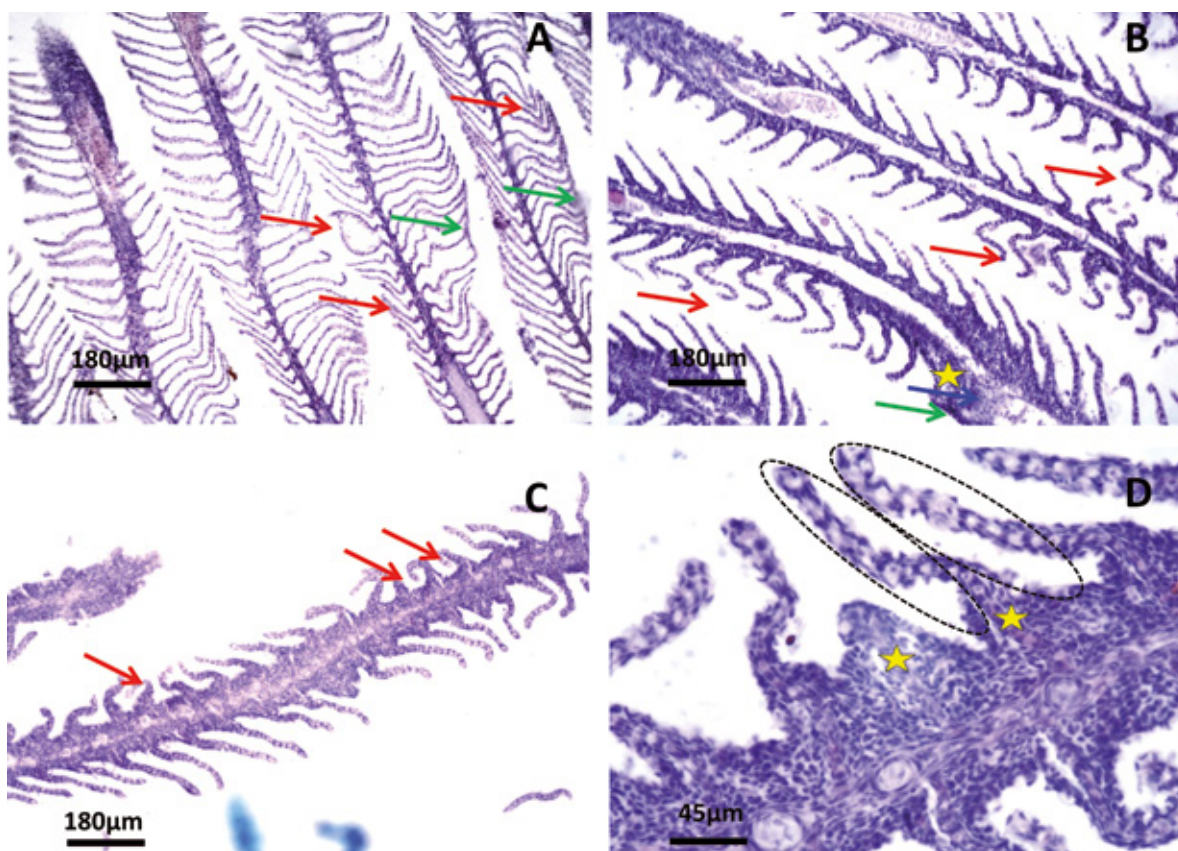
A avaliação de danos histopatológicos é uma ferramenta útil no diagnóstico de alterações patológicas causadas pelos efeitos agudos e/ou crônicos de vários agentes contaminantes (AKAISHI et al. 2004). Trata-se de um marcador de exposição que permite visualizar danos em diferentes tecidos, tais como: brânquias, fígado, rim, gônadas e pele (BERNET et al., 1999) e, que funciona para previsão ou integração de efeitos subsequentes em todo o organismo (EVANS, 1987; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; EVANS et al., 2005).

As brânquias dos peixes teleósteos são constituídas por arcos branquiais, dos quais se estendem duas fileiras de lamelas primárias, estando acima e abaixo destas, em intervalos regulares, as lamelas secundárias (SILVA, 2004). Este órgão, de extensa área superficial, altamente vascularizado e, consequentemente, de elevada permeabilidade, é responsável pelo contato direto do animal com o meio exercendo, deste modo, funções fisiológicas e metabólicas vitais, tais como: respiração, osmorregulação e excreção, mas, também, se configurando como o sítio de tomada e depuração de contaminantes (EVANS, 1987; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; EVANS et al., 2005; DE DOMENICO et al., 2013; ROUX, 2015; MA et al., 2019). Diferentes contaminantes apresentam a capacidade de afetar a estrutura branquial tanto morfológica quanto fisiologicamente. Alterações morfológicas são os efeitos primários, e bastante comuns, gerados neste tecido, os quais são considerados respostas de defesa (SILVA, 2004). A partir desses, a ocorrência de alterações fisiológicas é subsequente (EVANS, 1987; WENDELAAR BONGA, 1997; WINKALER et al., 2001; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; EVANS et al., 2005; CAMARGO; MARTINEZ, 2007; FONTAÍNHAS-FERNANDES et al., 2008).

Corroborando a capacidade dos contaminantes afetarem a estrutura e o funcionamento das brânquias, diferentes alterações foram identificadas em todas as espécies de peixes avaliadas neste estudo, independentemente do ambiente (continental, estuarino e marinho), compartimento (1, 2, 3, 4 e 5), ordens (Characiformes, Perciformes e Siluriformes) e hábitos alimentares (carnívoros, omnívoros e detritívoros) avaliados. Dentre as alterações identificadas nos peixes capturados na primeira campanha (estação seca) estão: descolamento do epitélio branquial, edema lamelar, hiperplasia e hipertrofia celular nas lamelas branquiais, fusão lamelar, desarranjo lamelar e alterações vasculares, como constrição do seio sanguíneo, congestão vascular e aneurisma. Os espécimes capturados na segunda campanha (estação chuvosa), por sua vez, apresentaram: desarranjo na estrutura das lamelas, hipertrofia, hiperplasia, fusão das lamelas e aneurisma (Figura 191 até Figura 203). Ainda, foi possível identificar que os peixes pertencentes à ordem Siluriformes, bagres e cascudos, os quais geralmente apresentam hábitos bentônicos e com alimentação omnívora/detritívora apresentaram maior variedade e quantidade de alterações morfológicas nas brânquias, assim como pode ser evidenciado, por exemplo, nas imagens das Figura 191, Figura 197, Figura 198, Figura 200, Figura 201 e Figura 203.

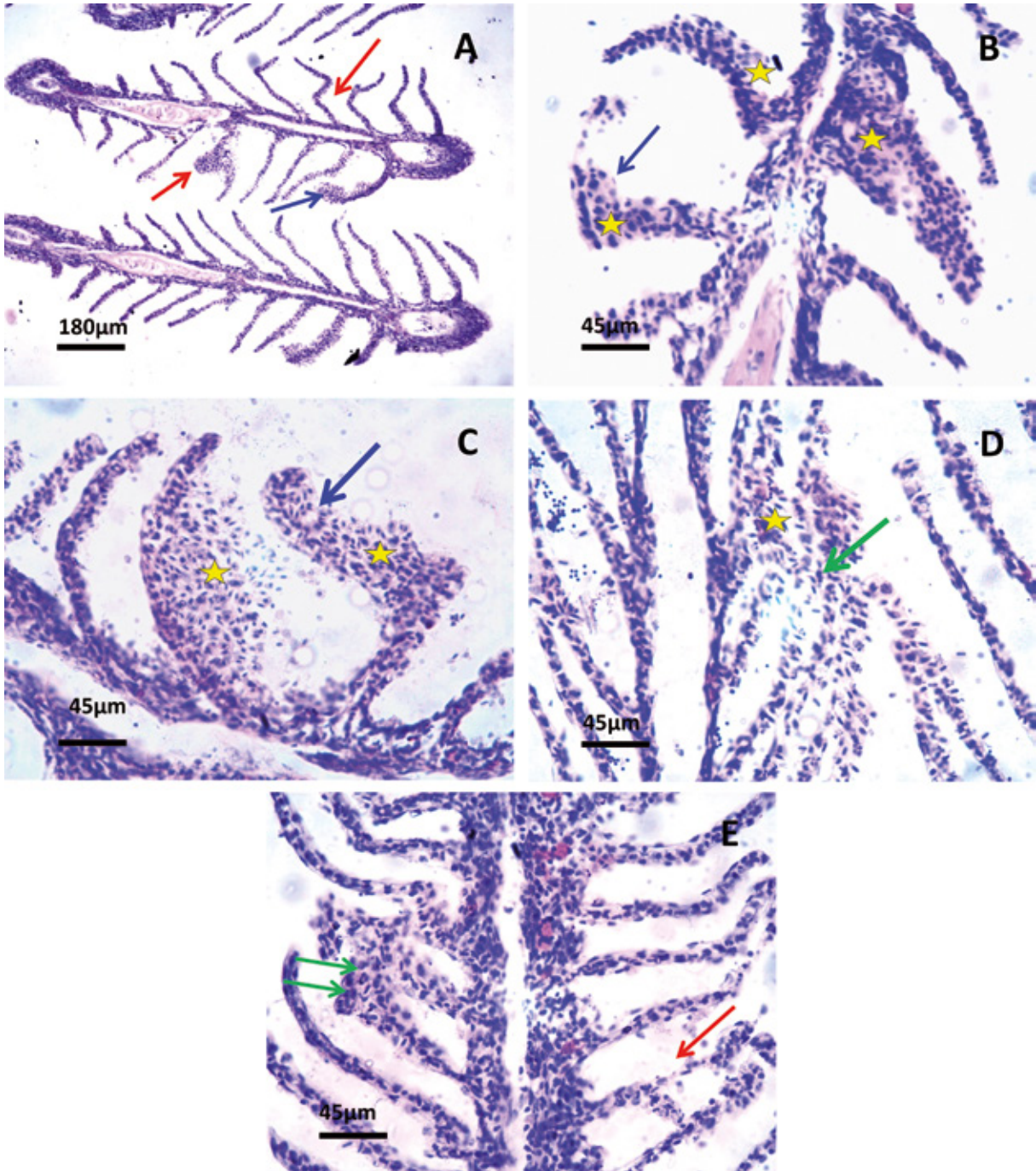
O descolamento do epitélio branquial foi uma das lesões mais comumente identificadas. Trata-se de uma lesão caracterizada pela elevação (e, portanto, descolamento) de uma lâmina contínua do epitélio lamelar do tecido adjacente que aumenta a distância entre o meio externo e o sangue e, assim, possibilita a formação de um edema (THOPHON et al., 2003). Esta é a primeira alteração que sinaliza para um processo patológico, pois, embora diminua a vulnerabilidade da área superficial das brânquias, também diminui a eficiência das trocas gasosas e da manutenção iônica do organismo (WINKALER et al., 2001). A hiperplasia, também identificada em muitos dos organismos, se caracteriza pela proliferação celular, a qual pode evoluir para a fusão das lamelas (HINTON et al., 1992). A fusão lamelar, por sua vez, é um mecanismo de defesa para evitar que uma grande área do epitélio lamelar entre em contato direto com poluentes (OJHA, 1999). Além destas, exposição aos poluentes promoveu o aparecimento de outras lesões, inclusive relacionadas ao sistema vascular branquial, como aneurismas, constrictões e congestões vasculares que podem, também, promover alterações no fluxo sanguíneo e, consequentemente, nas trocas gasosas realizadas por este órgão (EVANS, 1987; HINTON; LAURÉN, 1990; HINTON et al., 1992; WENDELAAR BONGA, 1997; WINKALER et al., 2001; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; EVANS et al., 2005; CAMARGO; MARTINEZ, 2007; FONTAÍNHAS-FERNANDES et al., 2008).

Figura 191 – Corte histológico de brânquia da espécie *Loricariichthys castaneus* capturada no compartimento 1, ponto CN.



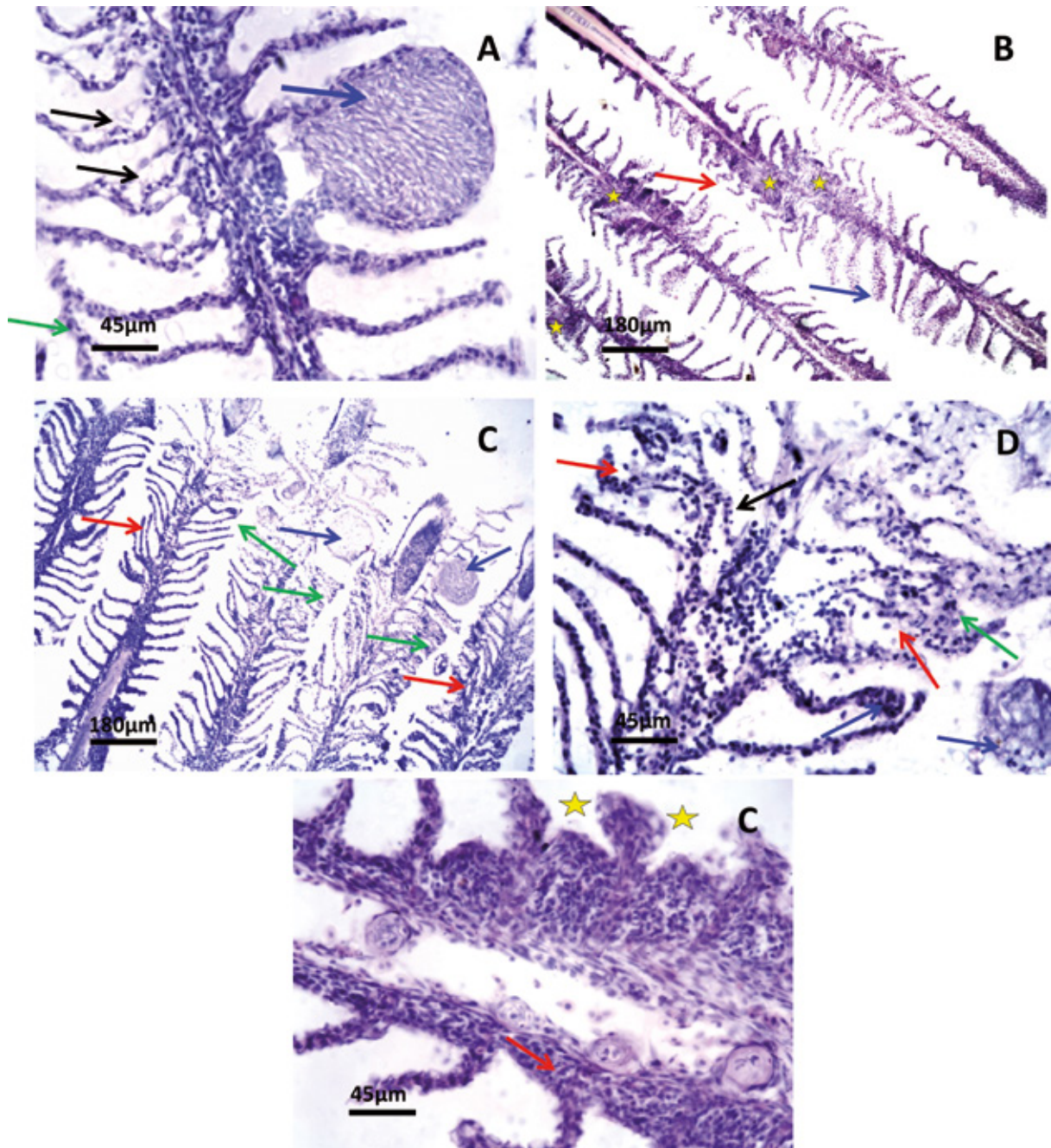
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular, área circundada pela linha pontilhada preta = hipertrofia de células do epitélio branquial. Fonte: LACTEC

Figura 192 – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Geophagus brasiliensis* (A, B e C), *Loricariichthys castaneus* (D) e *Oligosarcus acutirostris* (E) capturados no compartimento 1, ponto CP.



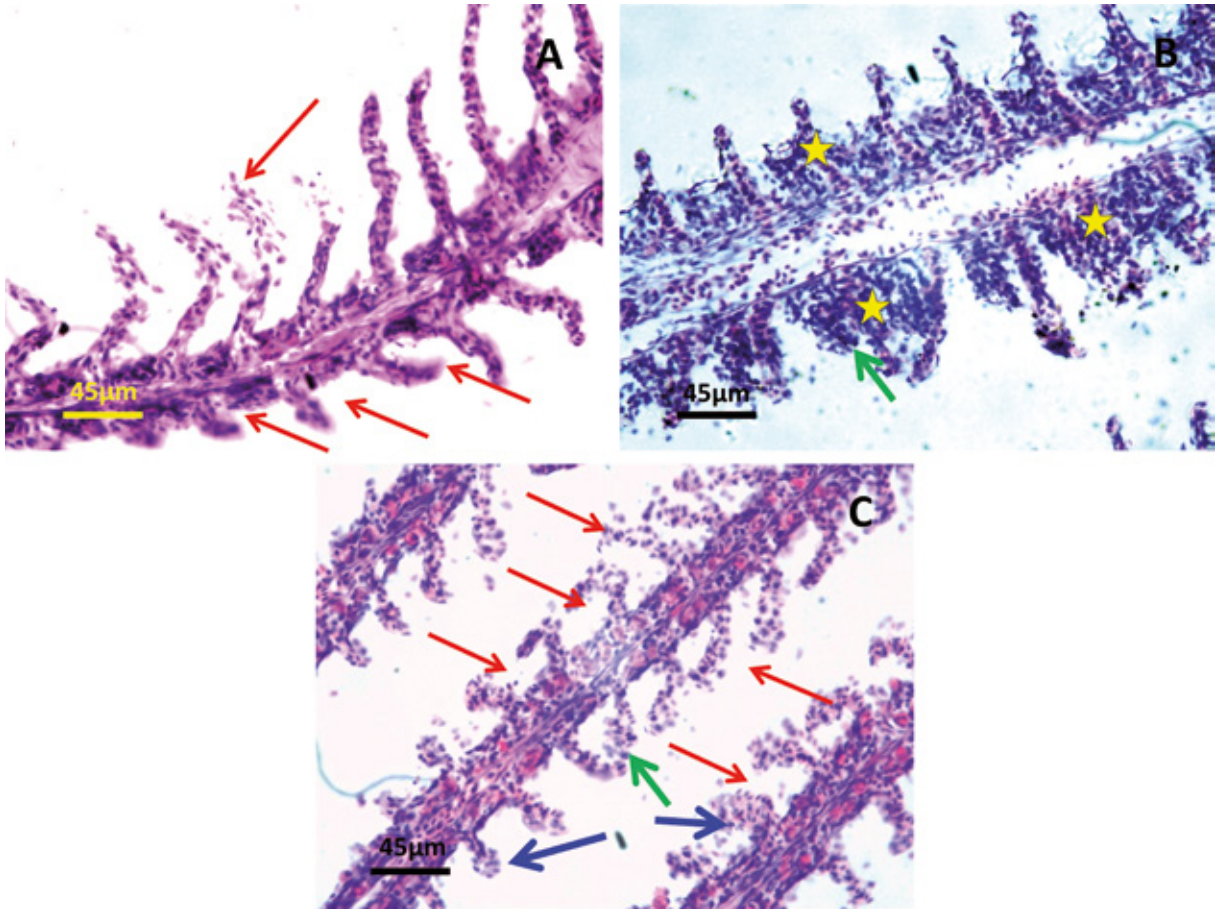
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: LACTEC

Figura 193 – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Geophagus brasiliensis* (A, B e E) e *Astyanax fasciatus* (C e D), capturados no compartimento 1, ponto DA.



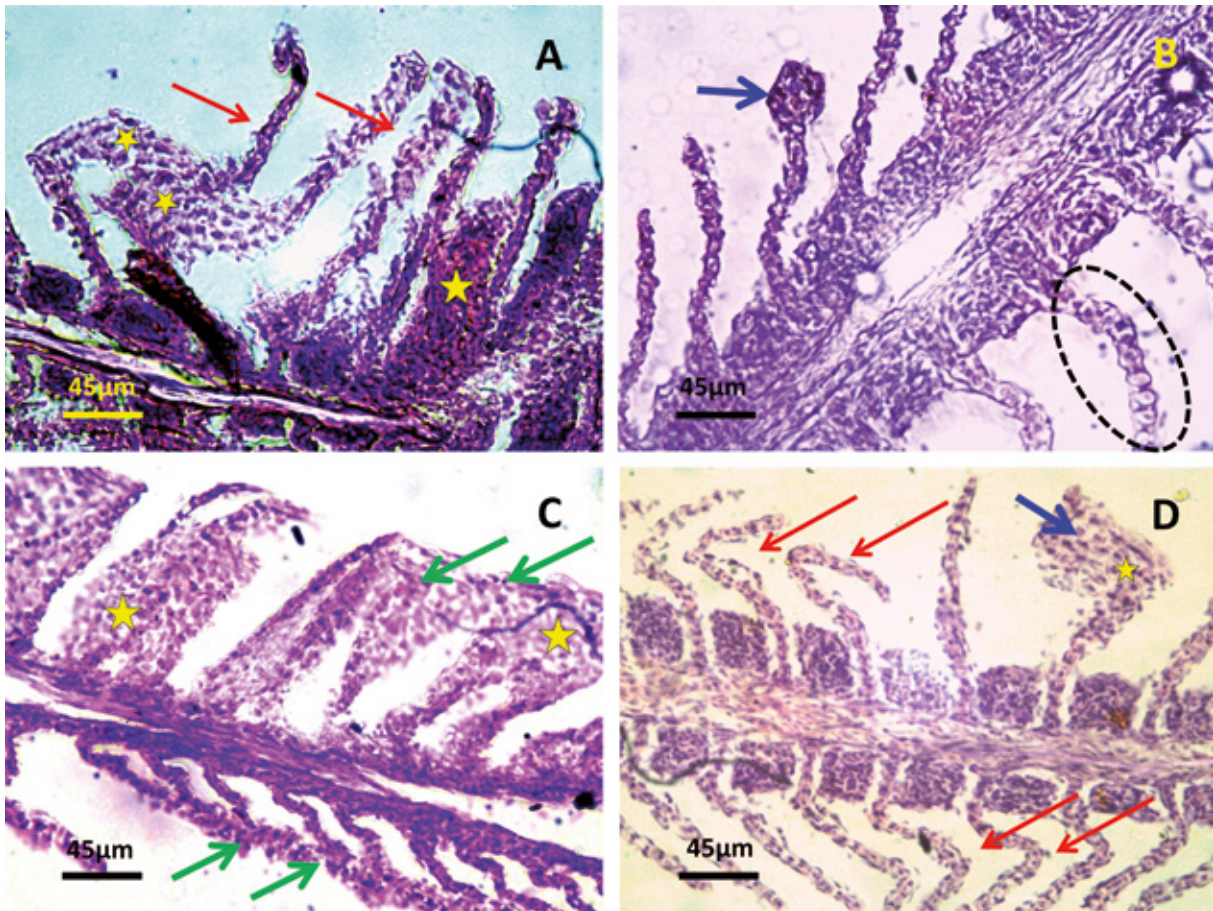
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, seta preta = descolamento do epitélio branquial, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: LACTEC

Figura 194 – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Australoheros ipatinguensis*, capturados no compartimento 1, ponto DQ.



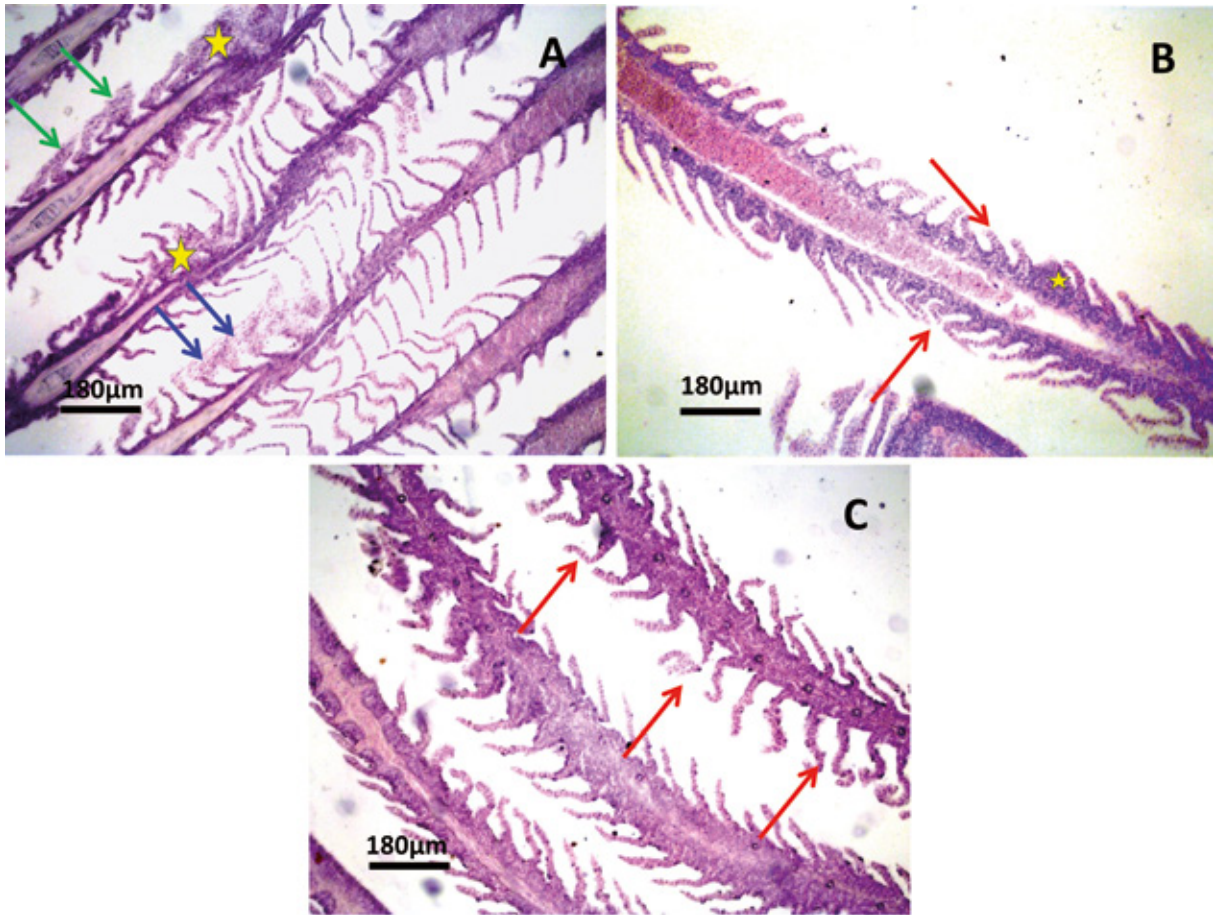
Seta vermelha = destruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular Fonte: LACTEC

Figura 195 – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Coptodon rendalli* (A e B), *Pygocentrus nattereri* (C) e *Pimelodus maculatus* (D) capturados no compartimento 2, ponto CN.



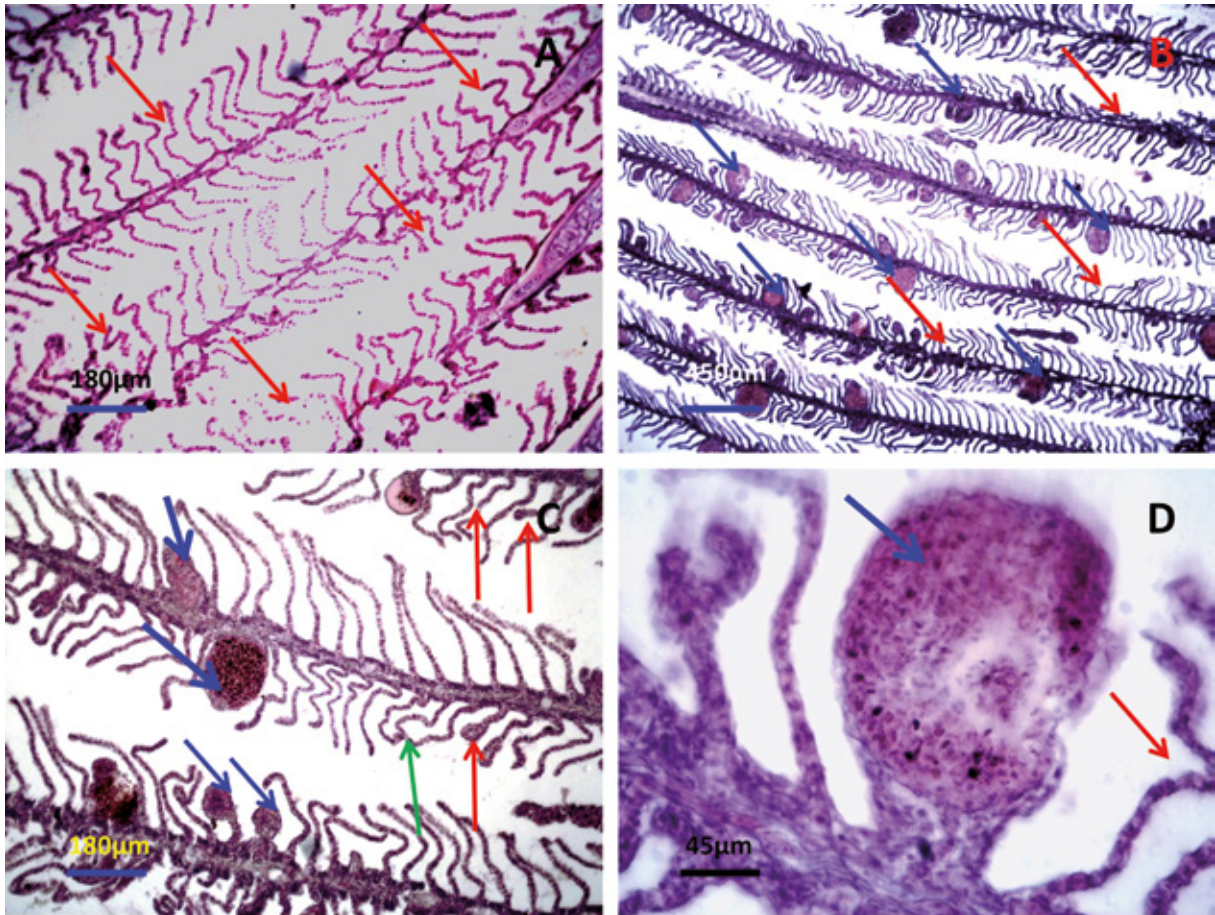
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular, área circundada pela linha pontilhada preta = hipertrofia de células do epitélio branquial. Fonte: LACTEC

Figura 196 – Corte histológico de brânquia de espécies de *Geophagus brasiliensis* (A) e *Loricariichthys castaneus* (B e C) capturados no compartimento 2, ponto CP.



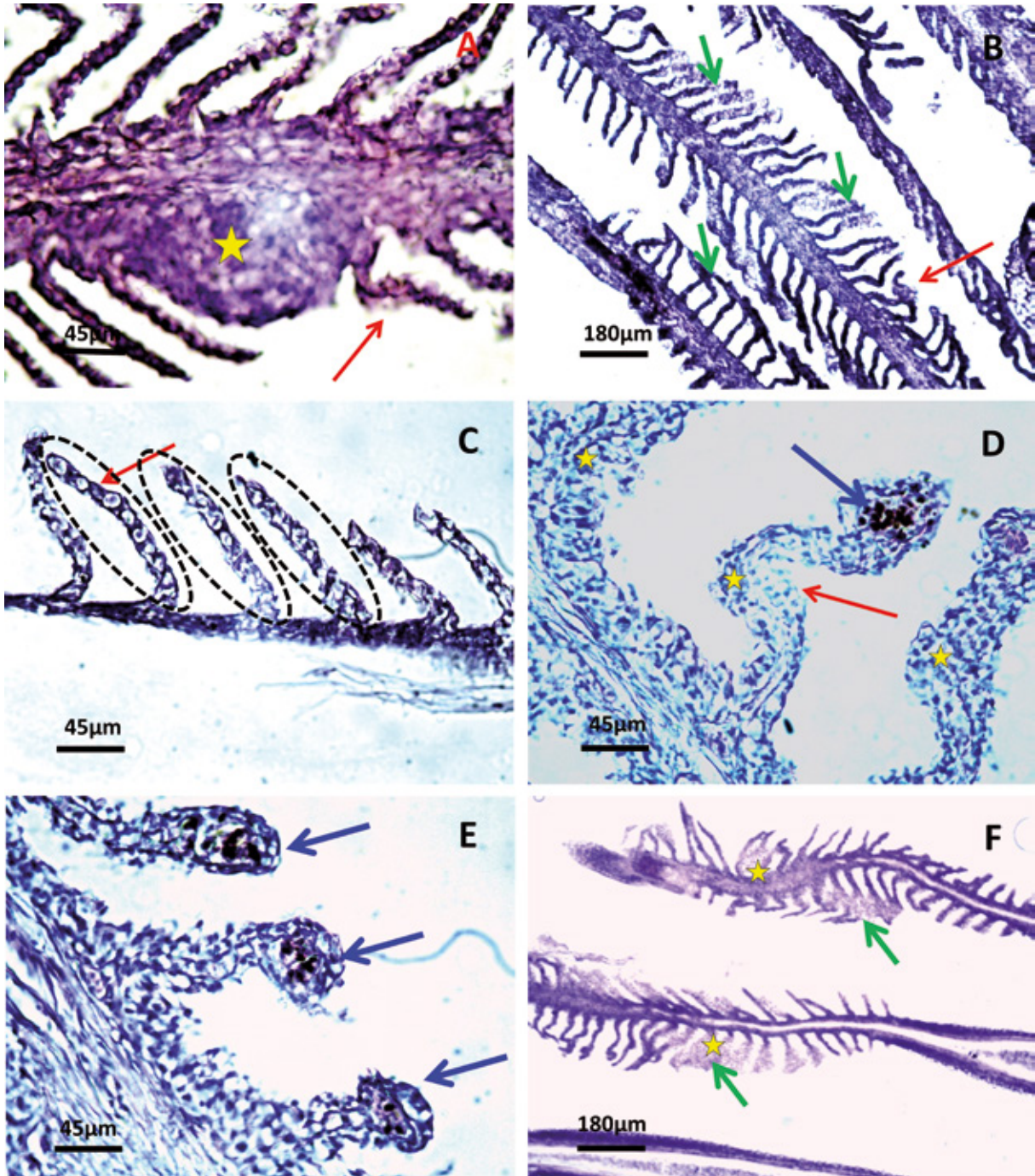
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: LACTEC

Figura 197 – Corte histológico de brânquia de *Hypostomus affinis* capturados no compartimento 2, ponto DA.



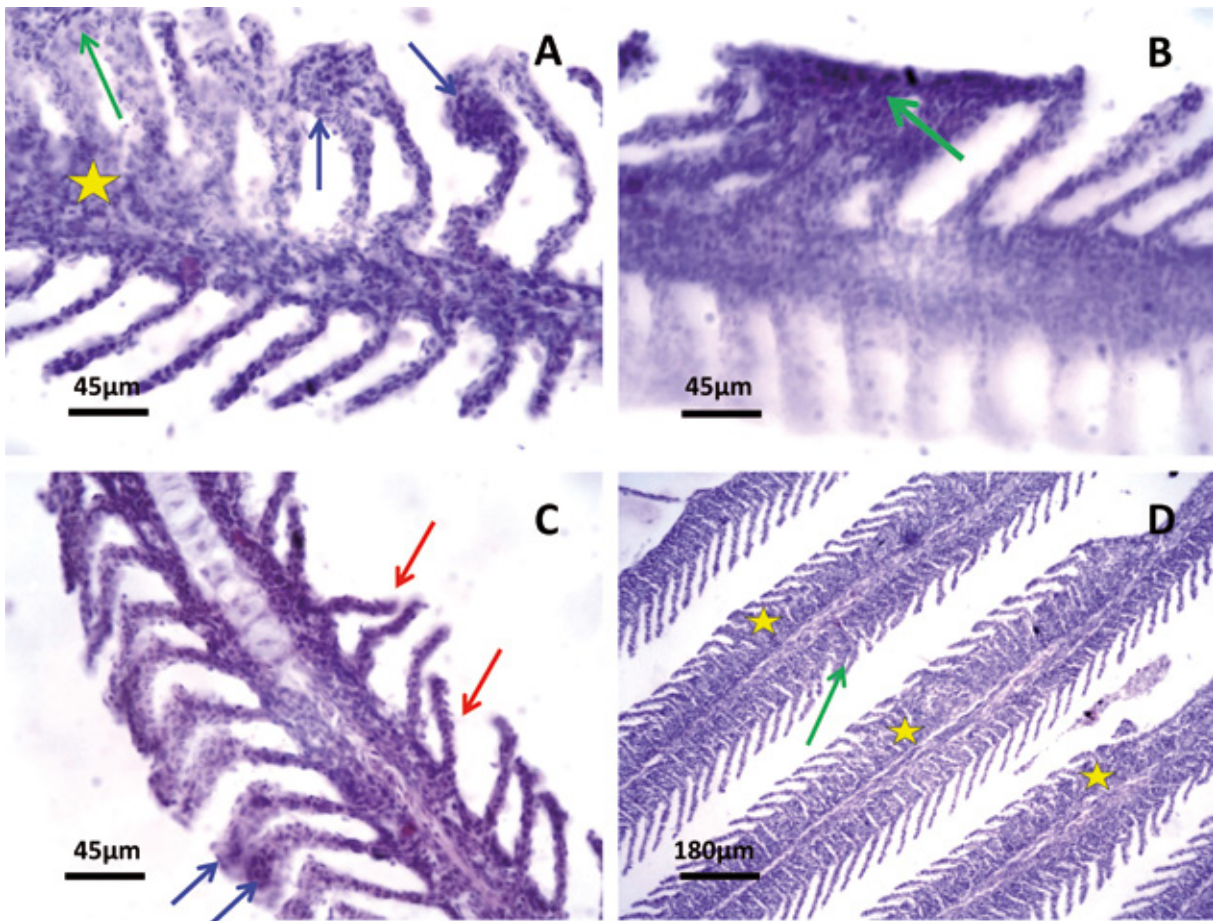
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma.
Fonte: LACTEC

Figura 198 – Corte histológico de brânquia de *Pygocentrus nattereri* (A); *Trachelyopterus striatulus* (B e C); *Hoplosternum littorale* (D e E) e *Pimelodus maculatus* (F) capturados no compartimento 3, ponto CN.



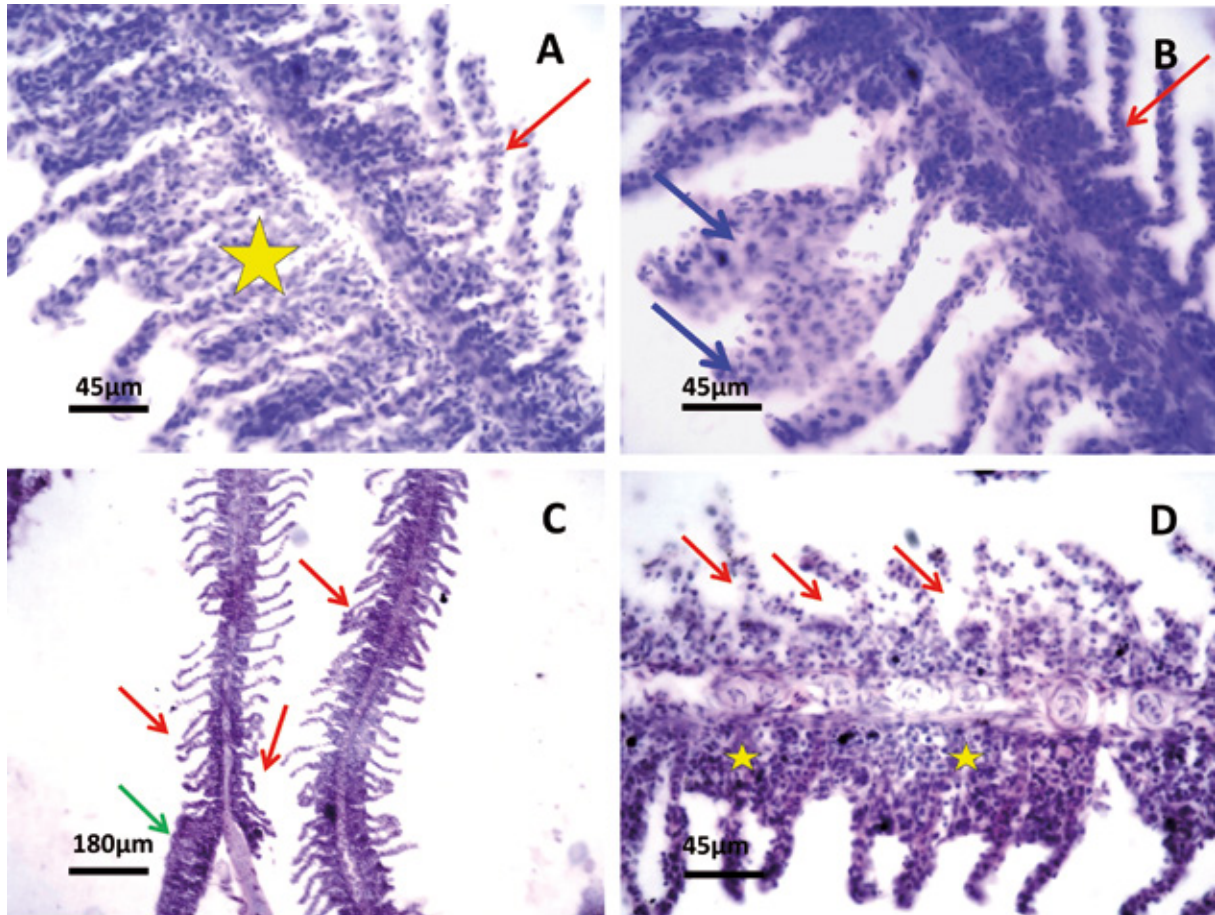
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular, área circundada pela linha pontilhada preta = hipertrofia de células do epitélio branquial. Fonte: LACTEC

Figura 199 – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Astyanax bimaculatus* (A – C) e *Pygocentrus nattereri* (D) capturados no compartimento 3, ponto CP.



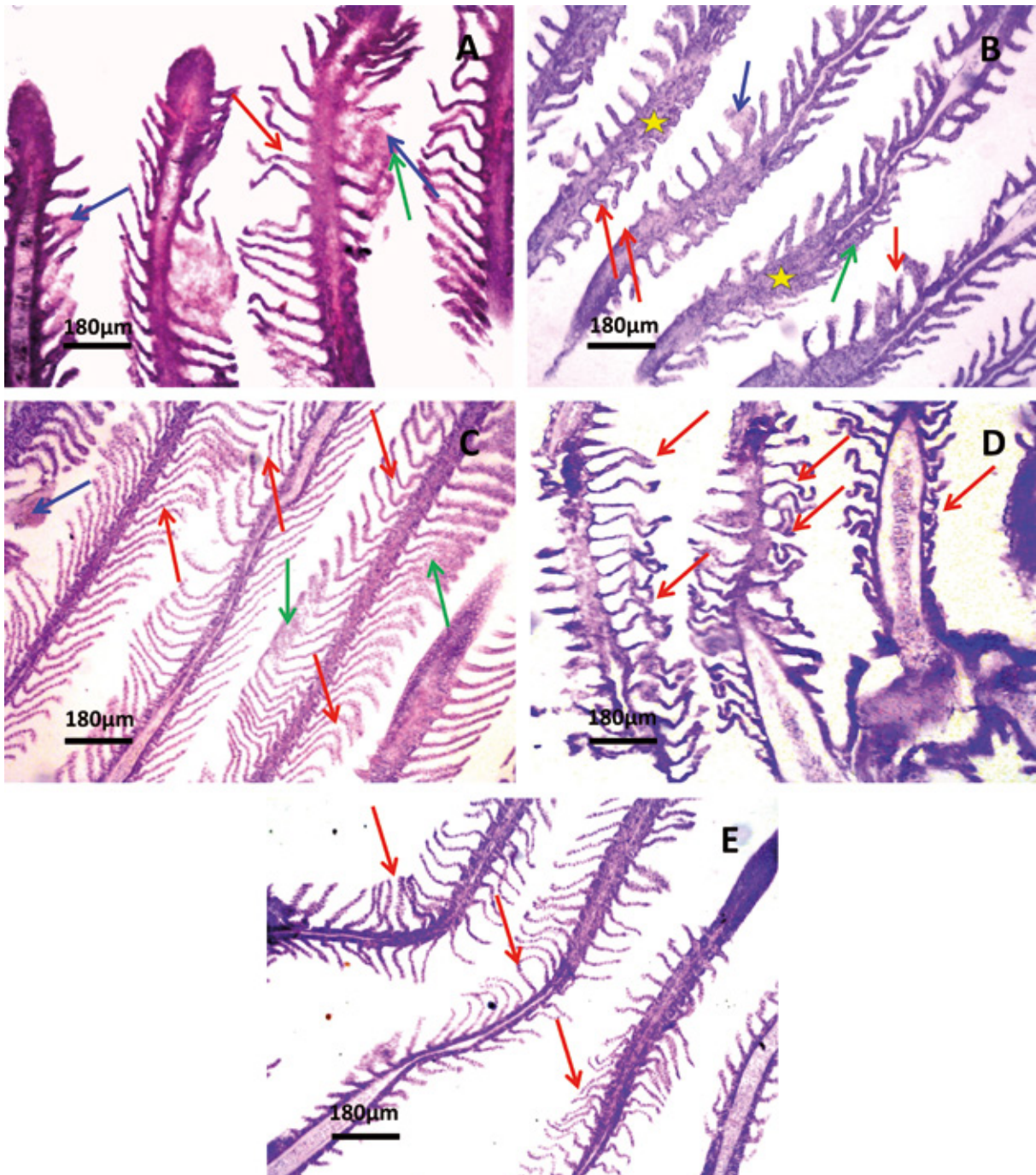
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: LACTEC

Figura 200 – Corte histológico de brânquia de *Pimelodus maculatus* capturados no compartimento 3, ponto DA.



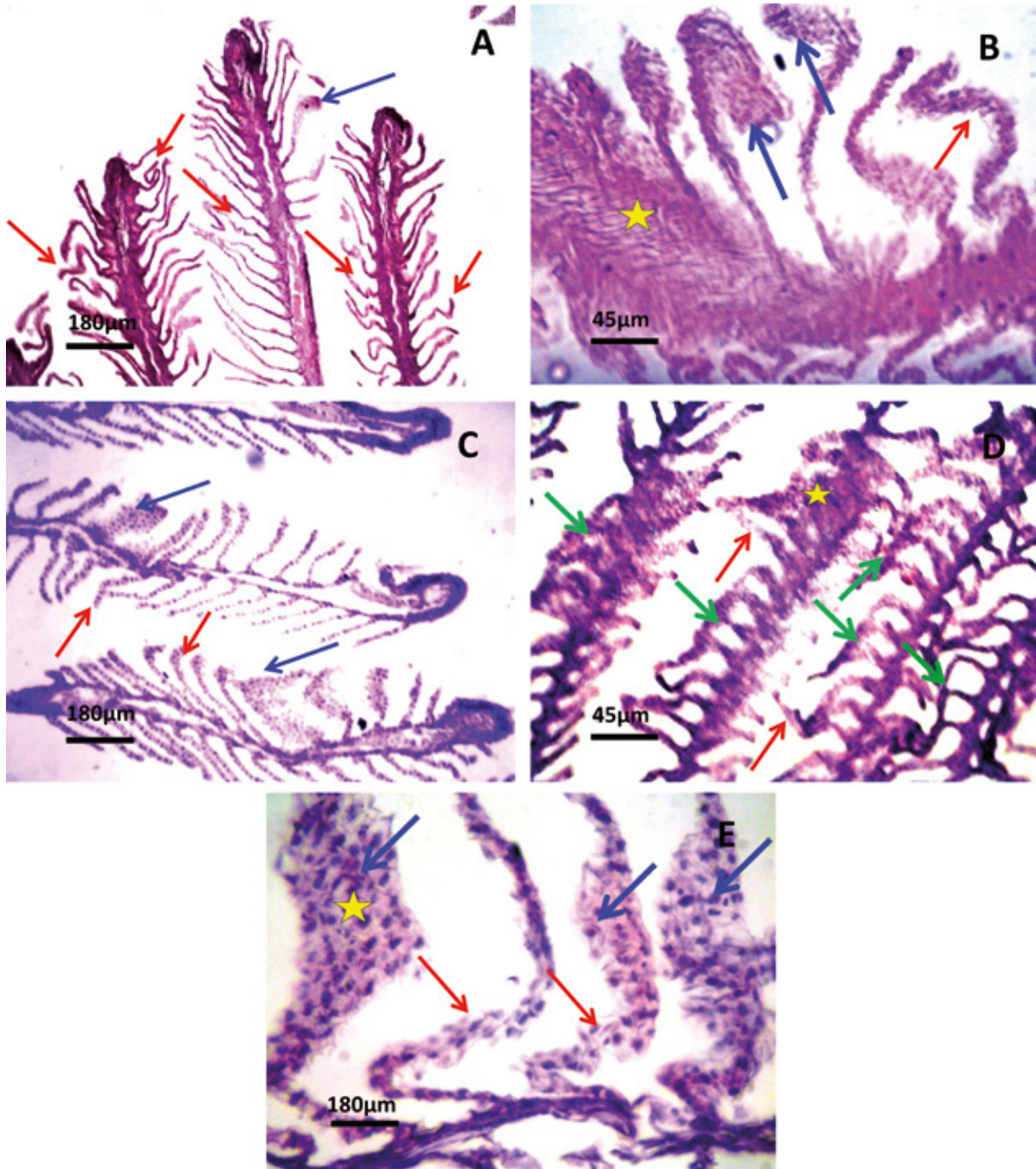
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: LACTEC

Figura 201 – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Genidens genidens* (A e B), *Pimelodus maculatus* (C e E) e *Pseudauchenipterus affinis* (D) capturados na região estuarina da foz do rio Doce (compartimento 4).



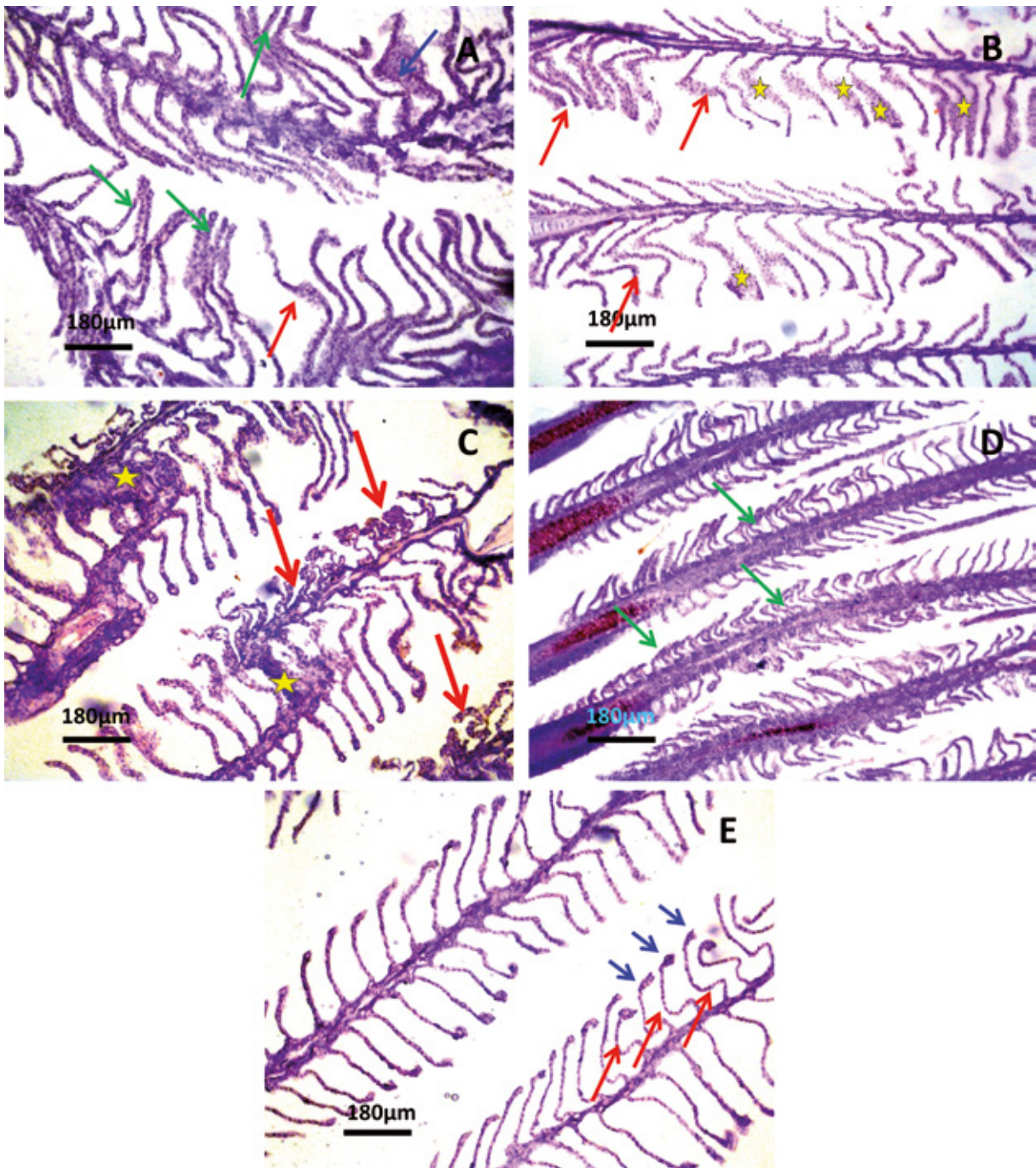
Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: LACTEC

Figura 202 – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Conodon nobilis* (A e B) e *Cathorops spixii* (C-E), capturados no ponto 5 do mar, 5 km da costa.



Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: LACTEC

Figura 203 – Corte histológico de brânquia de *Cathorops spixii* capturados no ponto 4 do mar, 20 km da costa.



Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: LACTEC

Até o presente momento não foram identificados estudos que tenham avaliado os impactos do desastre sobre as respostas histopatológicas de brânquias de peixes capturados ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre. No entanto, dois estudos pré-desastre haviam avaliado essas alterações em exemplares de peixes capturados na porção média (compartimento 2) da bacia do rio Doce. O primeiro estudo foi realizado exatamente no rio Doce e identificou que espécimes de bagres (*Rhamdia quelen*), pertencentes à ordem Siluriformes, apresentaram fusão lamelar e proliferação de células mucosas e de cloreto (ANDRADE, 2003). O segundo estudo, realizado no rio Piracicaba, identificou que tanto espécimes de lambaris (*A. bimaculatus*) quanto de carás (*G. brasiliensis*) apresentaram em suas brânquias hiperplasia interlamelar, redução do espaço interlamelar, destacamento do epitélio lamelar, fusão lamelar, edema, destruição do epitélio lamelar, deleção do epitélio lamelar, redução da área respiratória, dilatação do seio venoso central e aneurisma (MORAIS, 2009). Os resultados apresentados pelo presente estudo são totalmente compatíveis aos identificados pelo estudo de Morais (2009) no rio Piracicaba, reconhecidamente contaminado e, por isso, considerado o mais impactado da bacia (JORDÃO et al., 1996; QUEIROZ, 2006; GUIMARÃES, 2007; VIOLA, 2008; MORAIS, 2009; LIMA, 2009; ANDRADE et al., 2010; CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; SILVA, 2010; PARREIRAS, 2014b; QUEIROZ et al., 2017), porém, são piores que os resultados obtidos por Andrade (2003) com peixes capturados exatamente no rio Doce, mesmo este estudo tendo sido realizado na porção média do mesmo (compartimento 2), que é bastante impactada devido o recebimento de cargas de contaminantes despejadas diretamente ou pelos afluentes que compõem a porção média do rio Doce (MORAIS, 2009). Além disso, os resultados obtidos no presente estudo também foram piores que os encontrados por Souza et al. (2013) na baía de Vitória, uma vez que embora estes autores tenham encontrado lesões nas brânquias de *Centropomus parallelus* (robalo), as mesmas não foram tão significativas e também não afetaram as funções do tecido branquial, como evidenciado no presente estudo. Os danos observados no tecido branquial das espécies capturadas ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama são, ainda, compatíveis com a elevada toxicidade conferida às partículas de rejeito, as quais, devido ao seu pequeno tamanho (entre 1 a 200 μm) tem elevado potencial para adsorção de elementos tóxicos (SEGURA et al., 2016; UFES, 2016a; HATJE et al., 2017).

Deste modo, no presente estudo percebe-se maior comprometimento das estruturas e funções branquiais dos peixes capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, bem como da saúde dos mesmos, provavelmente, em decorrência da sinergia existente entre os contaminantes provenientes das atividades antrópicas que já existiam (e ainda existem) na região e os contaminantes que foram disponibilizados pela onda de lama. Assim, os resultados aqui apresentados permitem afirmar que os contaminantes presentes nos ambientes avaliados são prejudiciais tanto à conformação estrutural quanto funcional deste tecido e que todos os tipos de alterações morfológicas identificadas nas brânquias dos organismos avaliados resultarão, cedo ou tarde, em prejuízos em processos vitais de balanço hidromineral, trocas gasosas, equilíbrio ácido-básico e excreção de produtos nitrogenados, tanto nos peixes de água doce quanto nos de salgada (EVANS, 1987; WENDELAAR BONGA, 1997; RANDALL et al., 1999; CERQUEIRA; FERNANDES, 2002; EVANS et al., 2005; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; CAMARGO; MARTINEZ, 2007; FONTAÍNHAS-FERNANDES, et al., 2008), que se não contornados poderão levar os animais ao óbito (THOPHON et al., 2003).

- b) Prejuízos às funções fisiológicas de osmorregulação, respiração, excreção e equilíbrio ácido-base (biomarcadores: osmolalidade, íons, teor hídrico, atividade específica das enzimas AC, NAK e H⁺-ATPase).

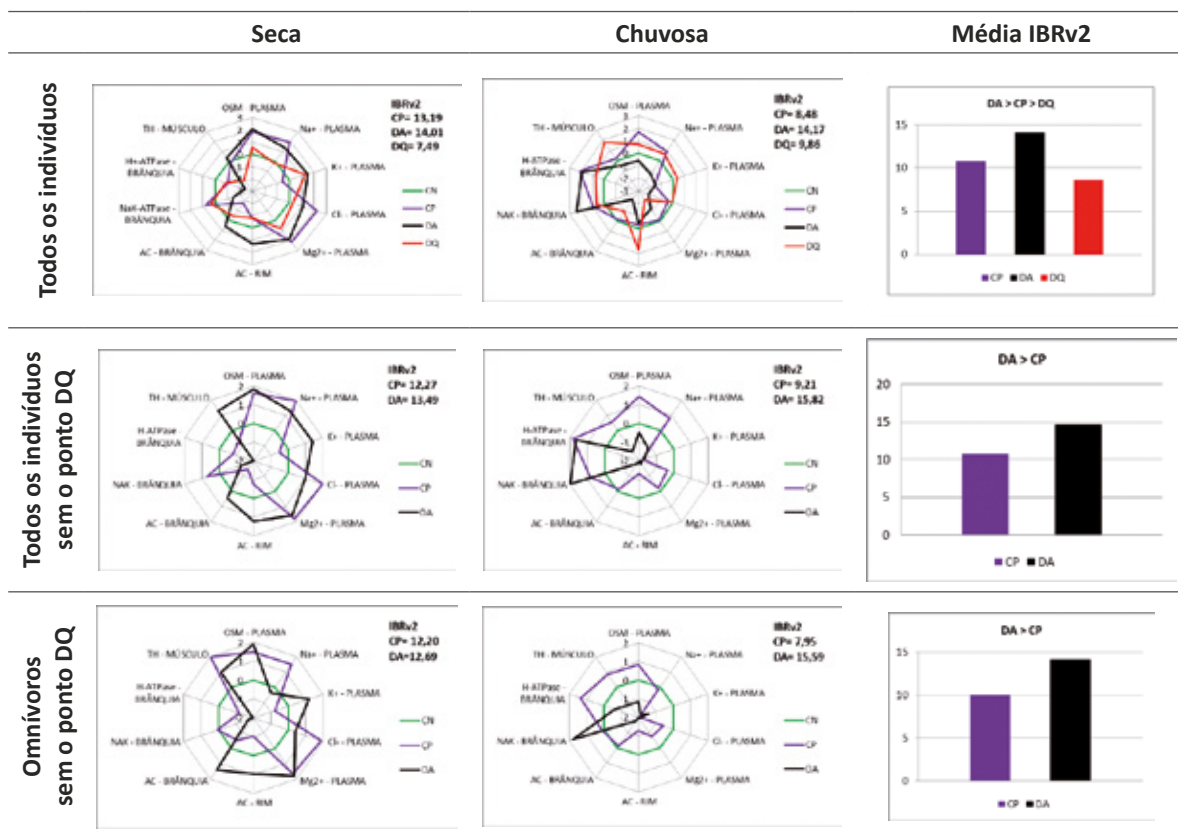
Diante de alterações morfológicas na estrutura e células branquiais, perturbações ou desafios para a homeostasia são inevitáveis. Assim, alterações na estrutura e nos processos fisiológicos deste tecido, devido a seu íntimo contato com o ambiente e os fluidos corpóreos, afetam rapidamente outros órgãos prejudicando o funcionamento de todo o organismo (EVANS, 1987; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; EVANS et al., 2005) que, como uma cascata, manifesta alterações em diversos processos fisiológicos (ROCHE; BOGÉ, 1996; WENDELAAR BONGA, 1997; STIEN et al., 1998; WINKALER et al., 2001; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; CAMARGO; MARTINEZ, 2006; PORTZ et al., 2006). Parâmetros fisiológicos são normalmente mantidos constantes por mecanismos regulatórios, porém, alterações fisiológicas como desequilíbrios em processos vitais de balanço hidromineral, trocas gasosas, equilíbrio ácido-básico e excreção de produtos nitrogenados são bastante comuns diante da exposição a poluentes, como metais e semimetais. Essas alterações são os primeiros efeitos gerados por estes (e outros) estressores sobre os peixes e, portanto, bastante sensíveis e muito utilizados como marcadores (ZACHARIASSEN et al., 1991; JOBLING, 1995; ROCHE; BOGÉ, 1996; WENDELAAR BONGA, 1997; STIEN et al., 1998; WINKALER et al., 2001; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; CAMARGO; MARTINEZ, 2006; PORTZ et al., 2006; MONSERRAT et al., 2007; SOUZA et al., 2013).

Corroborando a influência das alterações histopatológicas das brânquias sobre o desequilíbrio dos processos vitais dos organismos avaliados foi possível identificar que os animais do ponto DA do compartimento 1, independentemente do agrupamento avaliado (todos os indivíduos ou omnívoros), foram os que apresentaram as maiores alterações no sistema fisiológico, seja na avaliação conjunta de todo o período amostral ou em cada uma das estações. De modo geral, estes organismos apresentaram danos mais significativos nos processos de osmorregulação (regulação na concentração de íons e na quantidade de água das células) e equilíbrio ácido-base (manutenção do pH), conforme pode ser visualizado na Tabela 37 e nos gráficos de cada um dos marcadores, apresentados no Apêndice I – Figura 1.

A avaliação de todos os organismos capturados no ponto DA, através da análise conjunta dos marcadores realizada por meio do IBR, cujos gráficos são apresentados na Tabela 37, permite identificar, ainda, padrões distintos de respostas para os diferentes biomarcadores em cada uma das estações, assim como para os diferentes agrupamentos. A avaliação das respostas de todos os organismos na estação seca demonstra aumento na OSM, nas concentrações iônicas, no TH e nas atividades das AC renal e branquial, enquanto, as atividades das enzimas NAK e H⁺-ATPase mostraram-se reduzidas. Por outro lado, na estação chuvosa, houve aumento nas atividades das enzimas NAK e H⁺-ATPase e redução nos demais biomarcadores avaliados. Este padrão de resposta se reflete nos valores de IBR, os quais indicam que o maior prejuízo foi observado na estação chuvosa, muito provavelmente em decorrência do aumento no fluxo de água e, conseqüentemente, da ressuspensão e disponibilização dos EPTs presentes na calha do rio.

É importante mencionar que embora os animais do ponto CP também tenham apresentado uma série de alterações fisiológicas, a maior parte dos biomarcadores avaliados como, por exemplo, a OSM, a concentração de Na^+ e a atividade da enzima NAK-ATPase apresentaram respostas similares entre as estações. Porém, quando as respostas destes organismos são avaliadas em conjunto, é possível perceber que os maiores prejuízos às funções fisiológicas aconteceram na estação seca. Apesar disso, mesmos nessa estação, os prejuízos não são tão significativos como os identificados nos peixes capturados no ponto DA (Tabela 37).

Tabela 37 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) fisiológicos (OSM, íons, TH, AC, NAK e H^+ -ATPase) para os peixes capturados no compartimento 1



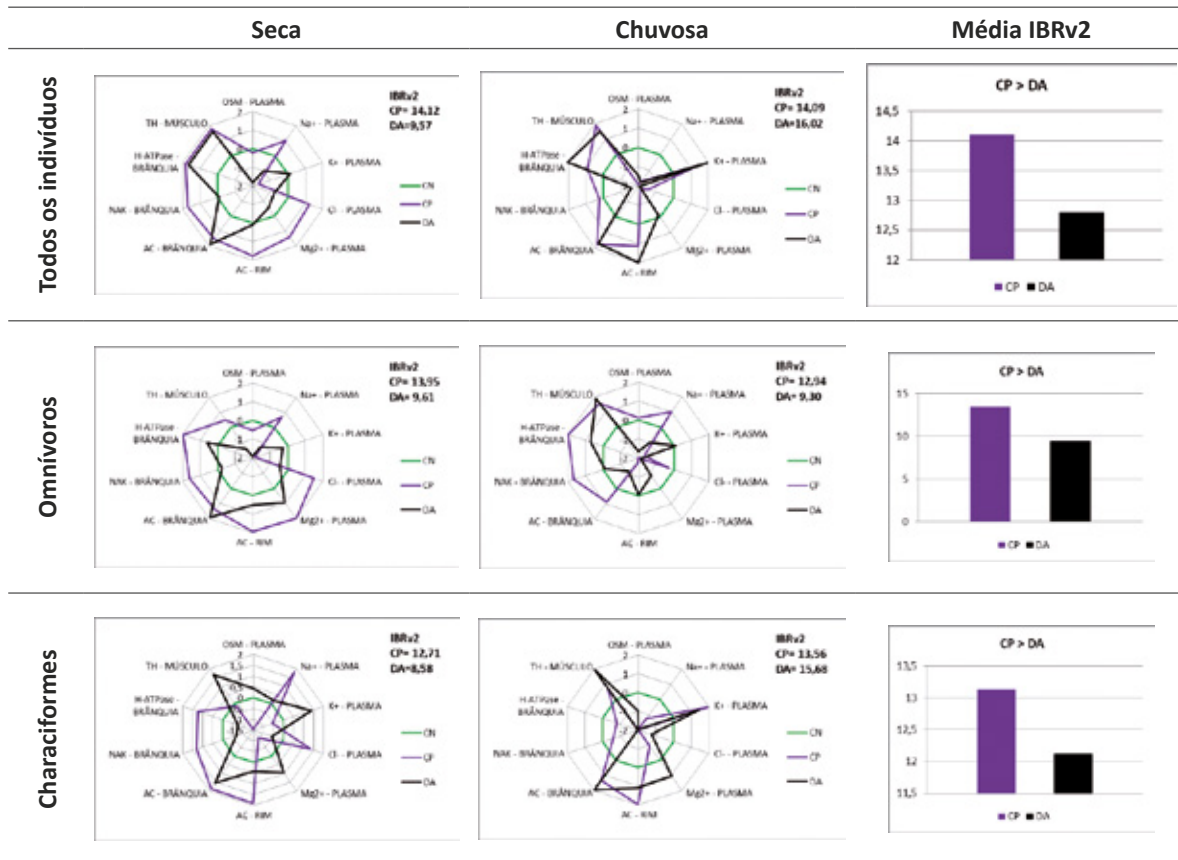
A avaliação dos indivíduos quando agrupados pelo hábito alimentar omnívoro indica um padrão de resposta muito semelhante ao observado na avaliação conjunta de todos os indivíduos, ou seja, os animais presentes no ponto DA apresentaram maiores alterações em seus processos fisiológicos que aqueles capturados no ponto CP, com especial destaque à redução da atividade da enzima H^+ -ATPase em ambas as estações, indicando prejuízos aos processos de manutenção osmo-iônica e do equilíbrio ácido-base nos organismos capturados neste ponto, uma vez que esta enzima está diretamente

relacionada à absorção ativa de sais e manutenção do pH necessário ao funcionamento de diferentes células (PERRY et al., 2000; KIRSHNER 2004; MARSHALL; GROSELL, 2005; FREIRE et al., 2008; HUANG et al., 2010; EVANS, 2011; MCNAMARA; FARIA 2012; DUARTE et al., 2013). Apesar disso, prejuízos à função respiratória e de excreção (eliminação de resíduos) não podem ser desconsiderados, visto que alterações identificadas nas brânquias (item 7.3.1.1 b)) também prejudicam esses processos, os quais são interdependentes aos demais aqui citados.

É válido ressaltar que embora todos os marcadores fisiológicos (exceto concentração de Cl^-) também tenham sido afetados nos peixes capturados no ponto DQ (localidade considerada diretamente afetada pela passagem da onda de lama proveniente do desastre), os mesmos apresentaram respostas com alterações menos intensas que os demais pontos avaliados no mesmo período amostral, se considerados os resultados apresentados através da análise de IBR (Tabela 37). Tal condição pode estar diretamente relacionada ao fato de que neste ponto as populações de peixes foram recém-estabelecidas (ou seja, aproximadamente três anos desde a criação do dique) e, portanto, expostas por um menor período às condições ambientais ali presentes, o que se reflete no menor grau de afetação dos mesmos.

A avaliação dos resultados obtidos através da análise dos animais capturados nos diferentes pontos do compartimento 2 indica que os animais capturados no ponto CP, independentemente do agrupamento avaliado (todos os indivíduos, hábito alimentar omnívoro e ordem Characiformes) foram os que apresentaram as maiores alterações nos biomarcadores fisiológicos se considerada a média dos resultados obtidos em ambas as estações avaliadas (Tabela 38). No entanto, quando as respostas fisiológicas destes organismos são avaliadas separadamente, em cada uma das estações, observa-se, na estação chuvosa, que os maiores prejuízos aos sistemas fisiológicos foram observados nos organismos capturados no ponto DA. Nesta estação, os animais capturados neste ponto, quando considerados o agrupamento de dados de todos os indivíduos e os pertencentes à ordem Characiformes, apresentaram os maiores valores de IBR, o que demonstra que os mesmos apresentam maiores prejuízos às funções avaliadas, cujas principais alterações observadas foram: o aumento do TH, da concentração de K^+ e das atividades da AC branquial e renal, e diminuição da OSM, dos íons Cl^- , Na^+ e da atividade da enzima NAK-ATPase (Tabela 38 e Apêndice I – Figuras 3 e 4). Em contrapartida, na estação seca, embora os animais capturados no ponto DA também tenham manifestado alterações em seus processos fisiológicos, os animais capturados no ponto CP apresentaram os maiores valores de IBR. Tal condição não indica ausência de efeitos aos organismos capturados no ponto DA, apenas sinaliza comprometimentos distintos aos processos fisiológicos dos organismos avaliados neste ponto. Danos como acidose metabólica, por exemplo, que evolui rapidamente a um quadro de mortalidade, não foi evidenciado nos animais captuados no ponto CP (Tabela 38 e Apêndice I – Figuras 3 e 4).

Tabela 38 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) fisiológicos (OSM, íons, TH, AC, NAK e H⁺-ATPase) para os peixes capturados no compartimento 2



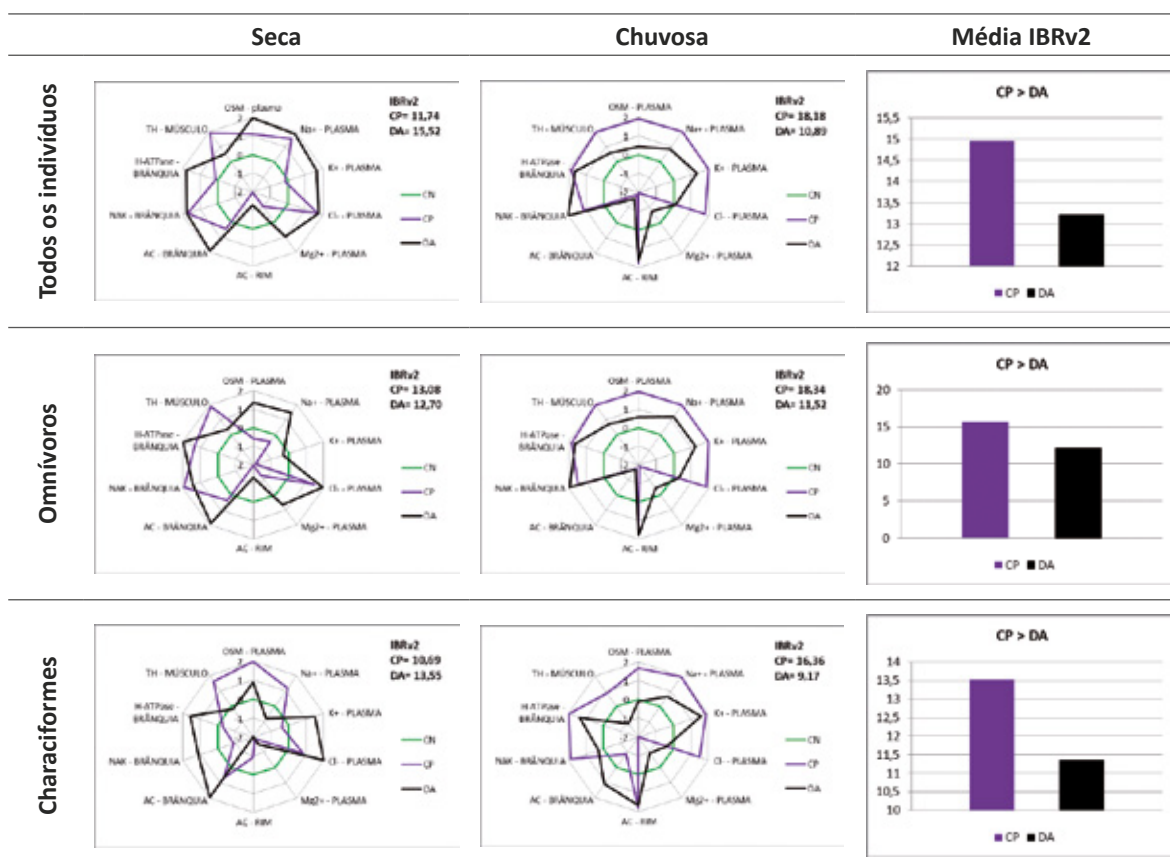
Para os animais capturados nos diferentes pontos do compartimento 3, do mesmo modo como descrito para os capturados no compartimento 2, se considerada a média das respostas apresentadas pelos organismos em todo o período amostral (ou seja, seis meses), independentemente das estações e dos agrupamentos avaliados (ou seja, todos os indivíduos, hábito alimentar omnívoro e ordens Characiformes e Siluriformes), verifica-se que os indivíduos do ponto CP apresentaram maiores valores de IBR, demonstrando que estes indivíduos apresentaram maiores prejuízos no sistema fisiológico como um todo (Tabela 39).

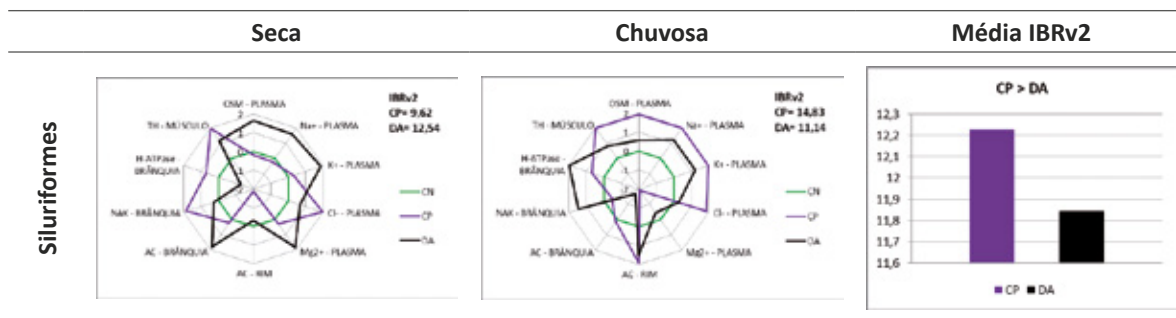
Porém, quando as respostas são avaliadas para cada uma das estações observa-se que os organismos capturados no ponto DA, durante a estação seca, quando agrupados em conjunto (todos os indivíduos) ou nas ordens Characiformes e Siluriformes apresentam-se mais afetados, ou seja, com alterações manifestadas de forma mais significativa. Nesta situação, o agrupamento de todos os indivíduos capturados no ponto DA indicam redução na atividade da enzima AC renal associada ao aumento dos demais biomarcadores fisiológicos avaliados (Tabela 39). Quando agrupados em ordens, os organismos do ponto DA pertencente aos Characiformes apresentaram redução da atividade da AC renal e das concentrações dos íons Na⁺ e Mg²⁺. Além disso, apresentaram inversão nas concentrações de Cl⁻ em relação às concentrações de Na⁺. Do mesmo modo, os organismos do ponto DA pertencente a ordem Siluriformes, apresentaram diminuição na atividade das enzimas AC renal e H⁺-ATPase, porém, com os demais biomarcadores aumentados (Tabela 39). Com base nestes resultados é possível identificar maior prejuízo às funções fisiológicas dos organismos pertencentes a ordem Characiformes,

do ponto DA, a qual corresponde a organismos que, normalmente, ocupam a coluna d'água. O quadro manifestado por estes organismos, através da inibição da enzima AC renal e a inversão entre as concentrações de Na^+ e Cl^- , é totalmente compatível com o quadro de acidose metabólica (JENSEN et al.,1998; SOUZA-BASTOS; FREIRE, 2009), que pode estar relacionada com a maior concentração e, conseqüentemente, disponibilidade de EPTs neste ponto.

Na estação chuvosa, por sua vez, pode ser observado que embora os indivíduos capturados no ponto DA do compartimento 2 tenham sofrido alterações nas respostas de todos os marcadores fisiológicos avaliados, fica evidente, por meio da avaliação dos valores de IBRv2, que os organismos capturados no ponto CP deste compartimento apresentaram as maiores alterações para estes marcadores, independentemente se os organismos foram avaliados em conjunto, agrupados pelo hábito alimentar omnívoro, ou ainda agrupados nas ordens Characiformes e Siluriformes. De maneira geral, na estação chuvosa pode ser observado que os organismos capturados no ponto CP apresentaram redução especialmente na atividade da AC branquial e nas concentrações de Mg^{2+} , enquanto os demais biomarcadores (TH, OSM, demais íons, AC renal, NAK e H-ATPase) se apresentaram elevados, inclusive em maior magnitude do que o observado para os organismos do ponto DA.

Tabela 39 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) fisiológicos (OSM, íons, TH, AC, NAK e H-ATPase) para os peixes capturados no compartimento 3



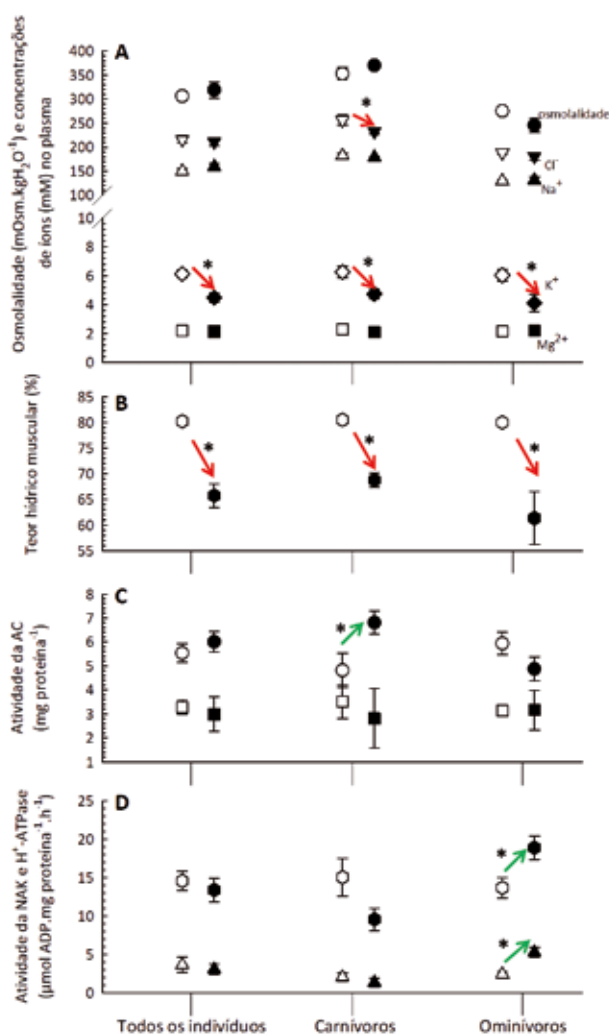


Os peixes capturados no estuário, quando avaliados em conjunto, não apresentaram alterações na OSM, nas concentrações dos íons Na^+ , Cl^- e Mg^{2+} do plasma e nas atividades específicas das enzimas AC, NAK e H^+ -ATPase das brânquias e AC renal. No entanto, tiveram uma redução na concentração plasmática de K^+ , bem como, uma redução no TH muscular na estação chuvosa em comparação à estação seca (Figura 204). Porém, quando estes peixes foram separados quanto aos seus hábitos alimentares, outras diferenças puderam ser identificadas. Os peixes carnívoros, não apresentaram alteração na OSM, nas concentrações plasmáticas dos íons Na^+ e Mg^{2+} e nas atividades das enzimas NAK e H^+ -ATPase das brânquias e AC renal, mas, apresentaram aumento na atividade da enzima AC branquial e redução nas concentrações plasmáticas de K^+ e Cl^- e no teor hídrico muscular na estação chuvosa em relação à seca. Os peixes omnívoros, por sua vez, apresentaram aumento nas atividades específicas das enzimas NAK e H^+ -ATPase das brânquias, redução na concentração de K^+ do plasma e redução no teor hídrico muscular, porém, sem alteração na osmolalidade, nas concentrações plasmáticas de Na^+ , Cl^- e Mg^{2+} e nas atividades específicas das enzimas AC branquial e renal (Figura 204).

Assim como já evidenciado para os peixes capturados nos diferentes compartimentos do ambiente continental, os danos histopatológicos identificados nas brânquias corroboram o quadro de prejuízos fisiológicos experimentado pelos organismos capturados no compartimento 4 (região estuarina). Nestes organismos, embora não tenha sido possível realizar a comparação com uma área controle (negativa ou positiva), ficou evidente o comprometimento da saúde dos organismos através das manifestações apresentadas como, por exemplo, a inversão nas concentrações de Cl^- em relação às concentrações de Na^+ , independentemente da estação ou agrupamento avaliado, novamente, indicando um quadro de acidose metabólica.

O comprometimento da saúde da biota aquática da região estuarina vem sendo relatado em estudos desenvolvidos na região desde o rompimento da barragem (FAURG, 2016a; b; ICMBio, 2016 a; b; d; e; f) e, são totalmente compatíveis com a elevada disponibilidade de EPTs nesta região, a qual é resultante do sinergismo das diferentes alterações que aconteceram em toda a extensão do rio Doce e região costeira adjacente em decorrência da passagem da lama como, por exemplo, alterações em processos de adsorção e dessorção, os quais regulam a mobilidade de metais nestes ambientes aquáticos (FAURG, 2016a; b; GOLDR ASSOCIATES, 2016a; IBAMA, 2016; ICMBio, 2016 a; b; d; f; NETO et al., 2016; UFES, 2016 a; b; 2017).

Figura 204 – Biomarcadores fisiológicos determinados em animais capturados na região estuarina (compartimento 4), na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – Osmolalidade (OSM) (círculo), Cl^- (triângulo invertido), Na^+ (triângulo), K^+ (losango), Mg^{2+} (quadrado); B – Teor hídrico (TH) (círculo); C – Anidrase carbônica (AC) branquial (círculo) e renal (quadrado); D – Na^+/K^+ -ATPase (NAK) (triângulo) e H^+ -ATPase (hexágono) branquial.



* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução e setas verdes indicam aumento na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação àqueles capturados na estação seca. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Os peixes capturados no mar (compartimento 5) foram avaliados em conjunto ou agrupados por ordem (Perciformes e Siluriformes). Quando avaliados em conjunto e, na comparação entre os pontos próximos da costa, apresentaram aumento na concentração plasmática de Cl^- e da atividade específica da enzima AC branquial no ponto 1 em relação aos peixes capturados nos pontos 3 e 5 e, aumento da atividade específica da enzima NAK branquial nos peixes capturados no ponto 3 em comparação aos capturados no ponto 1. Apesar disso, não houve alteração nas atividades específicas das enzimas H^+ -ATPase branquial, AC renal e nas concentrações dos íons Na^+ e Mg^{2+} . Na comparação entre os pontos distantes da costa, houve aumento da osmolalidade dos peixes capturados no ponto 2 em relação aos obtidos no ponto 6; aumento na atividade específica da enzima AC branquial nos peixes capturados no

ponto 6 em relação aos capturados no ponto 2; aumento da AC renal dos peixes capturados no ponto 4 em relação aos capturados no ponto 2. Houve ainda, aumento da NAK branquial dos peixes capturados nos pontos 4 e 6 em relação aos peixes capturados no ponto 2 e, aumento da H⁺ATPase branquial dos peixes capturados no ponto 6 em relação aos capturados nos pontos 2 e 4. Apesar disso, não houve variação na concentração plasmática dos íons Cl⁻, Na⁺ e Mg²⁺ (Figura 205)

Quando separados por ordens, foi possível identificar que os Perciformes, capturados nos pontos próximos da costa, não apresentaram diferença na osmolalidade, nas concentrações plasmáticas de Na⁺, Cl⁻ e Mg²⁺ e nas atividades específicas das enzimas AC, NAK e H⁺ATPase branquial e AC renal. No entanto, quando comparados os pontos distantes da costa, apresentaram redução na osmolalidade e na concentração plasmática dos íons Na⁺, Cl⁻ e Mg²⁺ dos peixes capturados no ponto 4 em relação ao ponto 6, embora sem alteração nas atividades específicas das enzimas AC, NAK e H⁺ATPase branquial e AC renal. Siluriformes, por sua vez, apresentaram aumento na osmolalidade quando capturados nos pontos ponto 3 e 5 em relação ao ponto 1; aumento na concentração plasmática de Cl⁻ dos exemplares capturados no ponto 1 em relação aos capturados nos pontos 3 e 5; aumento na atividade específica da enzima AC branquial dos exemplares capturados nos ponto 1 e 3 em relação aos capturados no ponto 5 e, aumento na atividade da AC renal dos exemplares capturados no ponto 3 em relação aos capturados nos pontos 1 e 5. Apesar disso, não apresentaram variação na concentração plasmática dos íons Na⁺ e Mg²⁺ e nas atividades específicas das enzimas NAK e H⁺ATPase branquial. Quando comparados entre pontos distantes da costa, Siluriformes não apresentaram alteração na osmolalidade, na concentração plasmática dos íons Cl⁻, Na⁺ e Mg²⁺ e nas atividades específicas das enzimas AC e NAK branquial. Porém, apresentaram aumento nas atividades específicas das enzimas H⁺-ATPase branquial e AC renal quando capturados no ponto 4 em comparação aos obtidos no ponto 2. Não houve alteração na concentração plasmática de K⁺, independentemente do agrupamento (todos os indivíduos ou ordens), pontos e distâncias avaliadas (Figura 205).

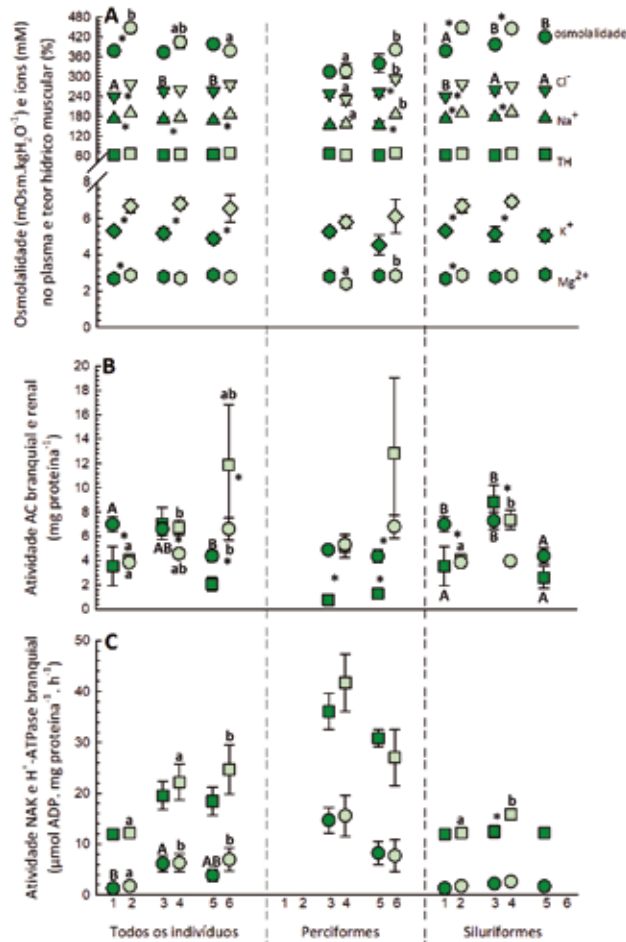
Quando comparados os pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6), os peixes avaliados em conjunto apresentaram redução na osmolalidade e na concentração plasmática de Cl⁻ e Mg²⁺ dos exemplares capturados no ponto 1 em relação ao ponto 2. Além disso, houve redução na concentração plasmática do íon Na⁺ e K⁺ em todos os pontos próximos da costa (1, 3 e 5) em relação aos respectivos pontos distantes da costa (2, 4 e 6) e aumento da atividade específica da enzima AC branquial nos pontos 1,3 e 6 em relação aos pontos 2, 4 e 5, respectivamente, e, da AC renal no ponto 6 em relação ao ponto 5. Apesar disso, não houve alteração nas atividades específicas das enzimas NAK e H⁺-ATPase branquial e no teor hídrico muscular. Para Perciformes, foi identificada redução na concentração plasmática dos íons Na⁺ e Cl⁻ e da atividade específica da enzima AC branquial no ponto 5 em relação ao ponto 6 e da AC renal nos peixes capturados nos pontos 3 e 5 em relação aos pontos 4 e 6, respectivamente, no entanto, sem alteração na osmolalidade, na concentração plasmática de Mg²⁺, nas atividades específicas das enzimas NAK e H⁺-ATPase branquial e no teor hídrico muscular. Os peixes agrupados na ordem Siluriformes apresentaram redução na osmolalidade e na concentração plasmática de Na⁺, Cl⁻ e Mg²⁺ dos exemplares capturados no ponto 1 em relação aos capturados no ponto 2. Além disso, apresentaram redução na osmolalidade plasmática e na atividade específica da enzima H⁺-ATPase branquial dos exemplares capturados no ponto 3 em relação ao 4 e na concentração plasmática de Na⁺ dos animais capturados nos pontos 3 em relação aos capturados nos

pontos 4. Houve ainda, aumento na atividade específica da enzima AC branquial nos peixes capturados nos pontos 1 e 3 em relação aos capturados nos pontos 2 e 4, respectivamente. A concentração plasmática de K^+ , por sua vez, foi menor em todos os pontos próximos da costa (1, 3 e 5) em relação aos distantes da costa (2, 4 e 6), respectivamente. Apesar disso, não houve alteração nas atividades específicas das enzimas NAK branquial, AC renal e no teor hídrico muscular (Figura 205).

Do mesmo modo como evidenciado para os organismos capturados no estuário, diferentes alterações fisiológicas foram identificadas nos animais capturados neste compartimento, tanto nos pontos próximos da costa (5 km) quanto distantes da costa (20 km), o que demonstra a ocorrência de prejuízos à saúde dos organismos, provavelmente, em decorrência chegada da onda de lama e, conseqüentemente, dos EPTs disponibilizados pela mesma, os quais em sinergia com os fatores abióticos da região podem ter desencadeado estas alterações identificadas nos organismos.

É importante mencionar que nenhum estudo anterior a este havia identificado a ocorrência de danos aos processos fisiológicos dos peixes capturados na região marinha adjacente à foz do rio Doce. Porém, os resultados obtidos para a enzima NAK no presente estudo quanto comparados aos do estudo realizado por Souza et al. (2013) na baía de Vitória, indicam que as respostas dos peixes capturados na foz do rio Doce são similares aos encontrados para os peixes *C. parallelus* capturados em Vitória, embora a baía de Vitória represente uma área bastante contaminada por diferentes fontes antrópicas especialmente metais provenientes de diferentes fontes como efluentes urbanos e industriais, erosão e intemperismo de rochas e solos que compõem as bacias hidrográficas, e lixiviação de áreas contendo sucatas metálicas (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; JESUS et al., 2004; MOREIRA, 2011; SOUZA et al., 2013).

Figura 205 – Biomarcadores fisiológicos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verdes-claro) quanto nos distantes (20 km; símbolos verdes-escuro) da costa. A – Osmolalidade (OSM; círculo), Cl^- (triângulo invertido), Na^+ (triângulo), Teor hídrico (TH; quadrado), K^+ (losango) e Mg^{2+} (hexágono); B – Anidrase carbônica (AC) branquial (círculo) e renal (quadrado); C – Na^+/K^+ -ATPase (NAK; círculo) e H^+ -ATPase (quadrado) branquial.



Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais distantes da costa (20 km; 2, 4 e 6); Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais próximos à costa (5 km; 2, 4 e 6);. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre os indivíduos dos pontos próximos e distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Não foram identificados estudos pré ou pós-desastre que tenham avaliado alterações nos sistemas fisiológicos de peixes capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama. Assim, embora os resultados aqui apresentados não possam ser comparados com estudos pretéritos, os mesmos permitem indicar comprometimento das funções fisiológicas essenciais à manutenção da homeostasia tanto nos peixes capturados no ambiente continental quanto nos ambientes estuarino-marinho, independentemente do agrupamento realizado para a análise dos dados (todos os indivíduos, ordens ou hábitos alimentares). É importante mencionar que embora os resultados demonstrem comprometimento dessas funções em ambas às estações avaliadas (seca e chuvosa), os danos mais significativos foram evidenciados na estação chuvosa, muito provavelmente em decorrência da ressuspensão do rejeito e, ainda, de mudanças em fatores abióticos que podem potencializar a absorção dos elementos presente no meio. Além disso, os danos mais evidentes estão relacionados aos processos de osmorregulação (regulação na concentração de íons e na quantidade de água das células) e de equilíbrio ácido-base do organismo (manutenção do pH), especialmente, nos peixes capturados nos pontos diretamente acometidos pela passagem da onda de lama.

c) Prejuízos ao metabolismo energético (biomarcadores: glicose, glicogênio e lactato)

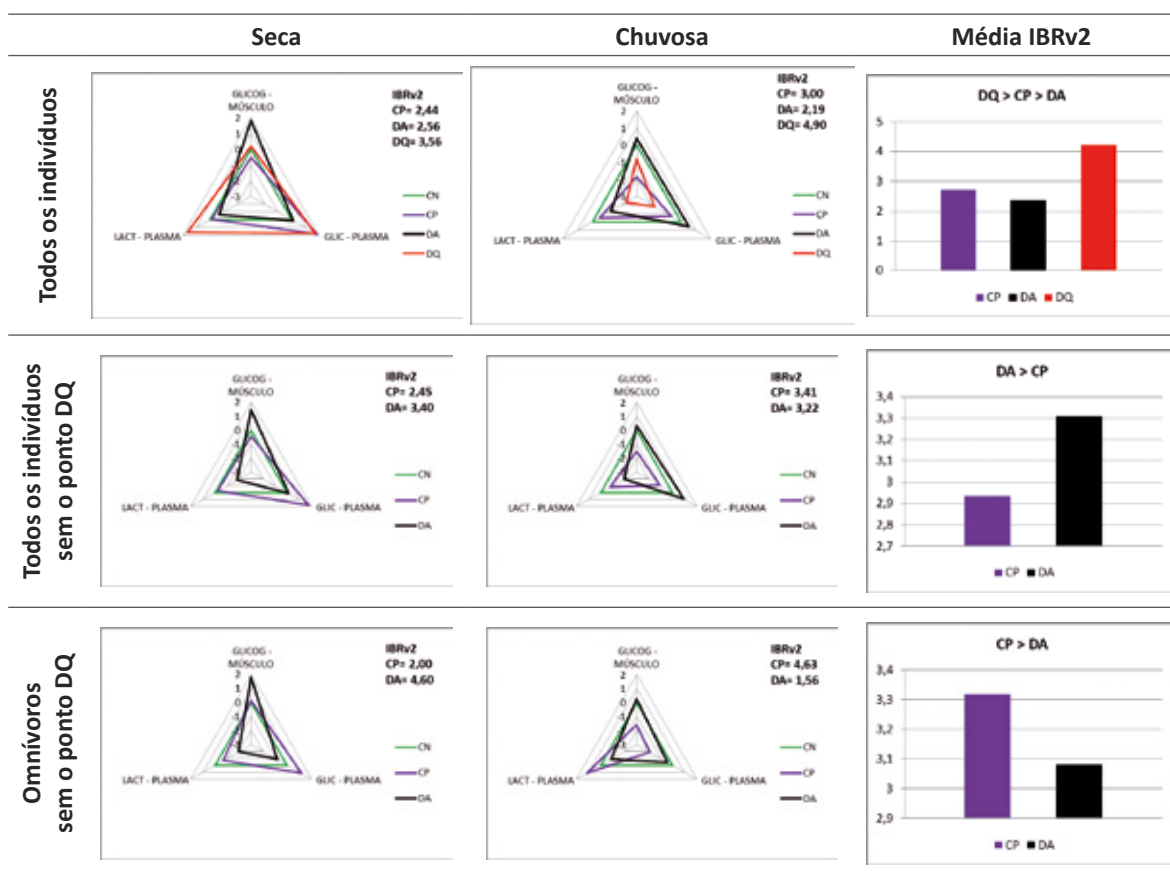
A continuidade dos efeitos sobre os sistemas dos organismos somados à ocorrência dos danos histopatológicos e fisiológicos já identificados envolve a ativação metabólica, aumento no débito cardíaco e no consumo de oxigênio, bem como aumento na mobilização dos substratos energéticos (WENDELAAR BONGA, 1997; MOMMSEN et al., 1999; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PORTZ et al., 2006; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009). A manutenção dos níveis de glicose plasmática nos peixes é um processo essencial, uma vez que esta representa a principal fonte energética destes organismos (SILVEIRA; LOGATO; PONTES, 2009). Sendo assim, os mecanismos de manutenção e regulação das concentrações deste, mas também de outros substratos energéticos, podem ser utilizados como biomarcadores em situações de estresse a que estes organismos possam estar expostos (WENDELAAR BONGA, 1997; MOMMSEN et al., 1999; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PORTZ et al., 2006; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Sob condições de estresse, por meio do estímulo proporcionado pelo aumento do hormônio cortisol, ocorre um processo denominado glicogenólise, o qual desencadeia nos peixes o quadro de hiperglicemia, essencial como resposta ao aumento da necessidade energética necessária à manutenção e/ou correção da homeostasia dos sistemas fisiológicos, ou ainda para execução de algum processo físico de movimentação envolvido com o mecanismo de fuga de uma condição de desafio (WENDELAAR BONGA, 1997; MOMMSEN et al., 1999; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PORTZ et al., 2006; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009; SILVEIRA; LOGATO; PONTES, 2009; SILVA NETO, 2015). Em situações onde a mobilização de glicose é demasiada às demandas do organismo, o excesso é convertido em glicogênio que é estocado no fígado ou nos músculos. Em peixes, os estoques de glicogênio hepáticos e musculares são destinados a diferentes processos, o glicogênio presente no fígado corresponde ao estoque energético para a manutenção das concentrações plasmáticas de glicose, o glicogênio estocado no músculo ao estoque energético utilizado como fonte de energia para a execução da atividade muscular (CRESTANI et al., 2006; SILVEIRA; LOGATO; PONTES, 2009).

O catabolismo da glicose, ou seja, o uso do recurso energético que ocorre no citosol de todas as células, se dá por um processo denominado glicólise, o qual produz um metabólito chamado piruvato que, em situações de metabolismo anaeróbico (hipóxia), é convertido em lactato (SILVEIRA; LOGATO; PONTES, 2009). O lactato é normalmente produzido pelo organismo, mas, em situações de excesso energético pode ser, novamente, convertido em reserva energética formando glicogênio, no entanto, diversos relatos apontam que situações de estresse são capazes de promover seu aumento, o que pode ser avaliado por suas concentrações no plasma. Porém, o lactato em elevada concentração no organismo pode desencadear acidose metabólica (RANDALL; PERRY, 1992; CHOWDHURY; PANE; WOOD, 2004; CRESTANI et al., 2006; CORREA et al., 2008; SILVEIRA; LOGATO; PONTES, 2009; SILVA NETO, 2015)

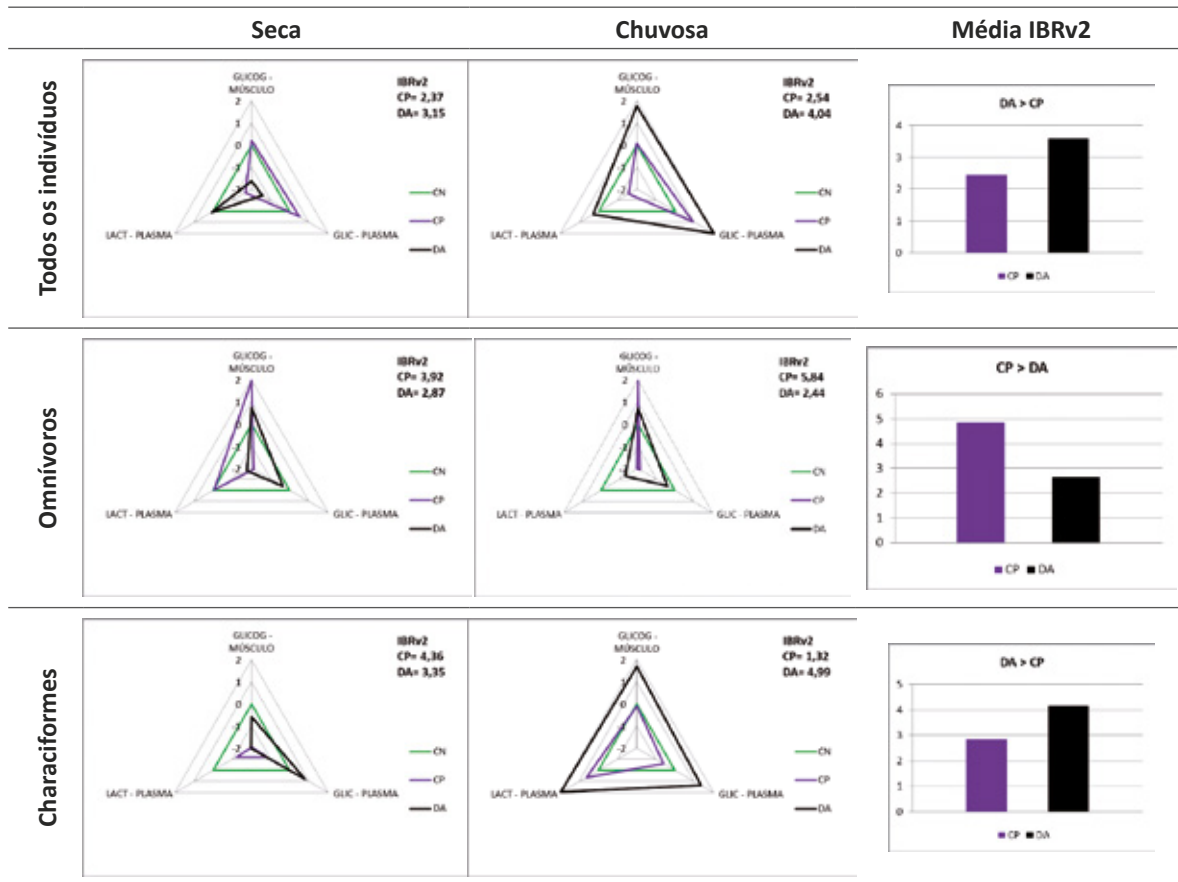
Como previamente apontado, os danos histopatológicos e fisiológicos já identificados nos peixes avaliados neste estudo são reconhecidos por promover o aumento da mobilização energética (WENDELAAR BONGA, 1997; MOMMSEN et al., 1999; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PORTZ et al., 2006; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Assim, corroborando essa informação, alterações em todos os substratos energéticos puderam ser identificadas, independentemente do compartimento e agrupamento (todos os indivíduos, ordens ou hábitos alimentares) avaliado. No compartimento 1, quando os peixes foram avaliados em conjunto, foi possível identificar que os peixes capturados no ponto DQ apresentaram os maiores prejuízos ao metabolismo energético quando comparados aos peixes capturados nos demais pontos avaliados em ambas as estações, o que também se reflete na média do IBR para o período avaliado. Os peixes capturados no ponto DQ, durante a estação seca, apresentaram aumento nas concentrações de glicose e lactato, porém, sem alterações no glicogênio muscular. Na estação chuvosa, por sua vez, apresentaram diminuição da glicose e do lactato plasmático, além de aumento do glicogênio muscular, o que demonstra um comprometimento ainda maior ao metabolismo energético dos animais capturados neste ponto nesta estação. Considerando a avaliação realizada apenas para os pontos CN, CP e DA, observa-se que os peixes do ponto DA, tanto na avaliação conjunta dos indivíduos quanto na avaliação por hábito alimentar omnívoro e, especialmente, na estação seca, foram os organismos que apresentaram maior comprometimento do metabolismo energético. Nesta condição, os peixes capturados neste ponto apresentaram os maiores valores de IBR, com prejuízos que podem ser exemplificados pelo aumento das concentrações de glicogênio muscular e redução nas concentrações de glicose e lactato plasmático (Tabela 40).

Tabela 40 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) metabólicos (GLIC, GLICOG e LACT) para os peixes capturados no compartimento 1



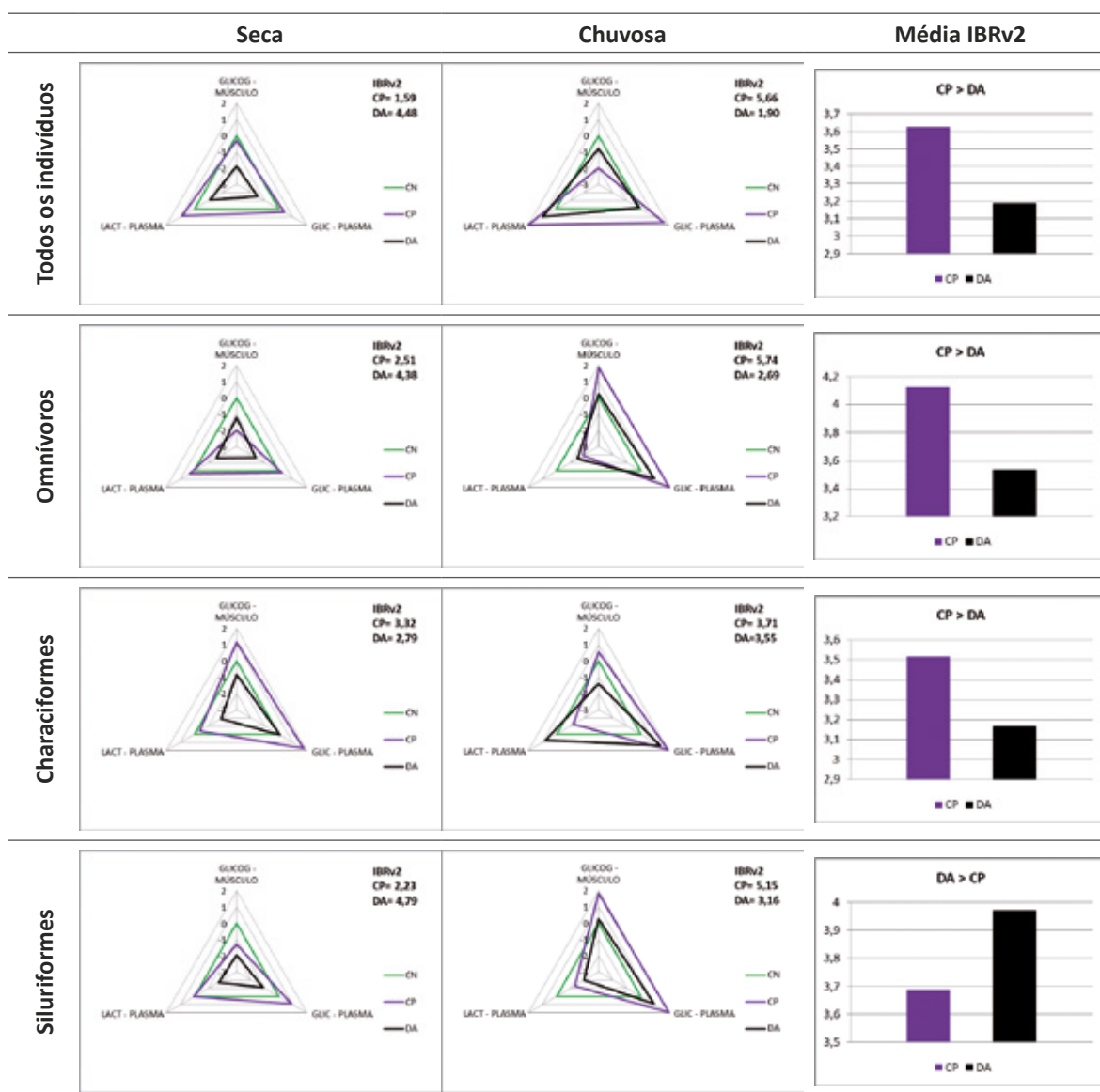
No compartimento 2, se considerada a avaliação para cada uma das estações ou a média das respostas apresentadas pelos organismos em todo o período amostral, verifica-se que os peixes capturados no ponto DA, quando avaliados em conjunto, foram os que sofreram as maiores alterações nos biomarcadores de metabolismo energético. Estes organismos apresentaram, na estação seca, expressiva redução nas concentrações de glicose plasmática e glicogênio muscular, mas, nenhuma alteração na concentração de lactato plasmático. Na estação chuvosa, por sua vez, apresentaram aumento nas concentrações de glicose e glicogênio, mas também, sem alteração na concentração de lactato. Quando os peixes de cada um dos pontos foram agrupados na ordem Characiformes, identificou-se que os peixes capturados no ponto DA também foram os que apresentaram as maiores alterações nos biomarcadores do metabolismo energético, tanto na estação chuvosa quanto se considerada a média das respostas apresentadas pelos organismos em todo o período amostral. Apesar disso, na estação seca, as maiores alterações foram identificadas nos peixes capturados no CP (Tabela 41).

Tabela 41 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) metabólicos (GLIC, GLICOG e LACT) para os peixes capturados no compartimento 2



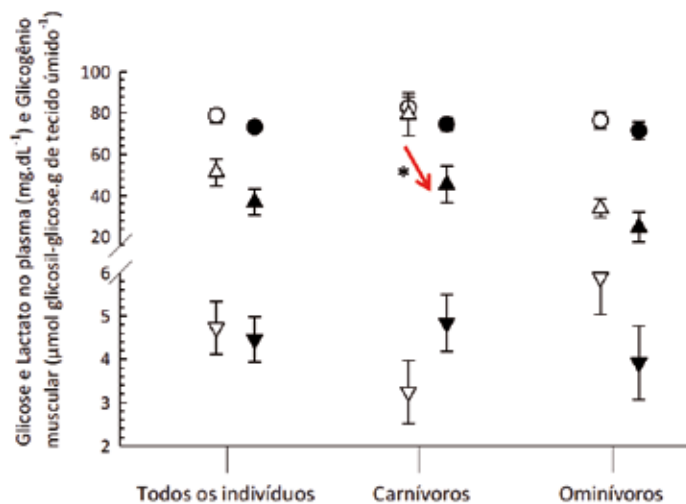
No compartimento 3, independentemente do agrupamento avaliado (todos os indivíduos, hábito alimentar omnívoro ou ordem Siluriformes), verifica-se que os indivíduos capturados no ponto DA, na estação seca, foram os que apresentaram maiores prejuízos ao metabolismo energético, exemplificados pela diminuição da concentração de todos os marcadores avaliados (glicogênio muscular, lactato e glicose plasmáticas), no entanto, na estação chuvosa, os peixes capturados no ponto CP foram os mais prejudicados. Quando os peixes foram agrupados na ordem Characiformes, verificam-se maiores prejuízos nos peixes capturados no ponto CP para ambas as estações (seca e chuvosa). Mas, se considerada a avaliação da média das respostas apresentadas pelos organismos em todo o período amostral, novamente identifica-se maiores prejuízos ao metabolismo energético dos peixes capturados no ponto DA, especialmente para os agrupados na ordem Siluriformes (Tabela 42).

Tabela 42 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) metabólicos (GLIC, GLICOG e LACT) para os peixes capturados no compartimento 3



Os peixes capturados no estuário, não apresentaram alterações nos biomarcadores de metabolismo energético quando avaliados em conjunto ou quando agrupados pelo hábito alimentar omnívoro, independentemente da estação avaliada (Figura 206). Porém, os peixes quando agrupados pelo hábito alimentar carnívoro apresentaram redução na concentração plasmática de lactato na estação chuvosa em comparação à seca (Figura 206).

Figura 206 – Biomarcadores metabólicos determinados nos peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). Glicose (círculo) e lactato (triângulo) plasmáticos e glicogênio muscular (triângulo invertido).



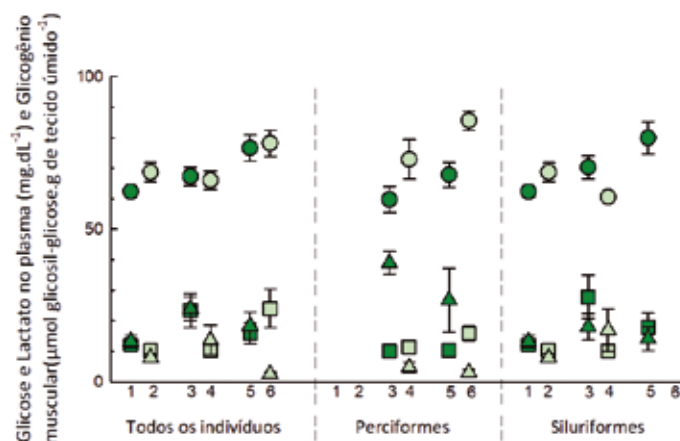
* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação àqueles capturados na estação seca. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Os peixes capturados no mar, quando avaliados em conjunto, não apresentaram diferença na concentração plasmática de glicose, independentemente da comparação entre pontos ou distâncias avaliadas. A concentração plasmática de lactato também não variou entre os peixes capturados nos pontos próximos da costa, mas, nos peixes capturados nos pontos mais afastados da costa houve aumento na concentração de lactato dos animais capturados no ponto 6 em relação aos capturados nos pontos 2 e 4. A concentração muscular de glicogênio também não variou entre os pontos próximos da costa, mas, na comparação entre os pontos distantes da costa apresentou-se elevada nos peixes capturados nos pontos 2 e 4 em relação aos capturados no ponto 6. Quando comparados os pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6), os peixes avaliados em conjunto apresentaram diferenças apenas nas concentrações de glicogênio, sendo estas maiores nos animais dos pontos próximos da costa (1, 3 e 5) em comparação aos peixes dos pontos distantes da costa (2, 4 e 6, respectivamente) (Figura 207).

Perciformes apresentaram apenas diferença na concentração de glicose e glicogênio na comparação entre os pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Para glicose, houve aumento na concentração plasmática dos peixes capturados no ponto 6 em relação aos animais capturados no ponto 5 e, para glicogênio, houve aumento na concentração muscular dos peixes capturados nos pontos 3 e 5 quando comparados aos peixes capturados no ponto 4 e 6, respectivamente. Para Siluriformes, na comparação entre os pontos próximos da costa, não houve variação na concentração de lactato plasmático e glicogênio muscular, mas, houve redução da concentração plasmática de glicose nos peixes capturados no ponto 1 em relação ao ponto 5. Na comparação entre os pontos distantes da costa, também não houve variação na concentração de lactato plasmático e glicogênio muscular, mas, houve aumento na concentração de glicose no plasma dos peixes do ponto

2 em relação aos peixes do ponto 4. Quando comparados os pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6), Siluriformes apresentaram aumento na concentração de glicose plasmática e de glicogênio muscular nos peixes capturados no ponto 3 em comparação aos capturados no ponto 4 (Figura 207).

Figura 207 – Biomarcadores metabólicos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar), nos pontos próximos (5 km; símbolos verdes claro) ou distantes (20 km; símbolos verdes escuro) da costa. Glicose (círculo) e lactato (quadrado) plasmáticos e glicogênio muscular (triângulo).



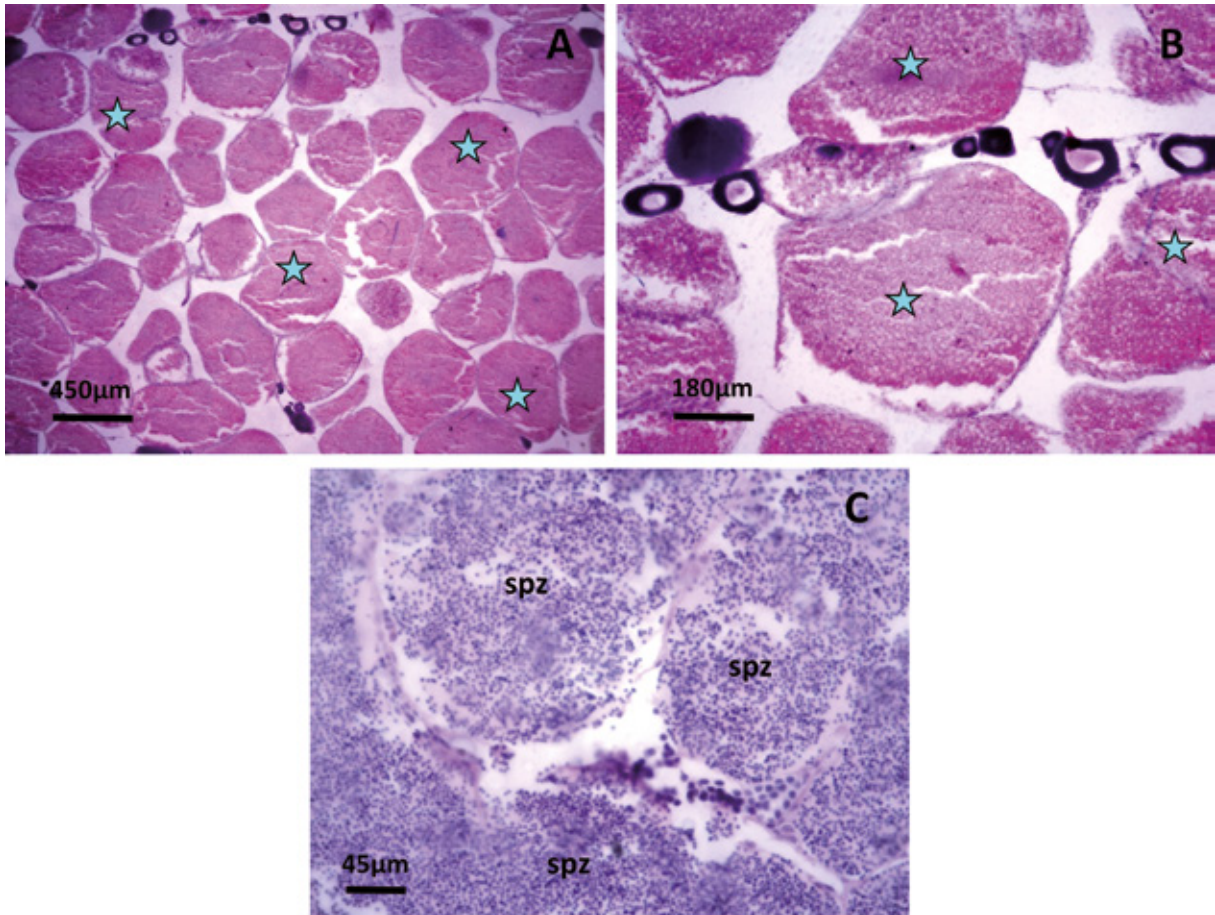
Com base nos resultados apresentados, a avaliação dos biomarcadores relacionados à manutenção do metabolismo energético indica maior comprometimento nos organismos capturados no ambiente continental (compartimentos 1, 2 e 3), uma vez que os peixes destes compartimentos manifestaram maiores alterações. Fica evidente que há maiores prejuízos aos peixes capturados no ponto DA (e DQ, no caso do compartimento 1), principalmente na estação chuvosa. Além disso, as maiores alterações foram verificadas nos organismos agrupados na ordem Characiformes, exceto no compartimento 3, onde os maiores efeitos foram evidenciados nos Siluriformes capturados no ponto DA na estação seca. Os peixes carnívoros foram os únicos peixes estuarinos a apresentar alteração na concentração dos substratos metabólicos e, apenas, de lactato. Os peixes marinhos por sua vez, apresentam alterações variadas as quais são dependentes da localidade amostrada (pontos próximos ou distantes da costa) ou das ordens avaliadas.

d) Prejuízos às estruturas e função reprodutiva (biomarcador: histopatologia de gônadas)

Do mesmo modo que para as brânquias, a análise histopatológica de gônadas é um excelente biomarcador para a avaliação da exposição a contaminantes ambientais, uma vez que a exposição a estes compostos podem promover danos ao tecido gonadal, bem como afetar o desenvolvimento adequado e/ou maturação das células reprodutivas (VAZZOLER, 1996; MORAIS, 2009; LI et al., 2016). Adicionalmente, a avaliação do tecido gonadal permite a investigação da presença de contaminantes que apresentem efeito desregulador endócrino ao sistema reprodutivo e, por consequência, risco à manutenção da espécie, uma vez que os ovários e os testículos são os órgãos envolvidos na produção dos hormônios sexuais e dos gametas (MORAIS, 2009; TOKARZ et al., 2015; ADEOGUN et al., 2016; SOLÉ; MAÑANÓS; BLÁZQUEZ, 2016), estão diretamente relacionados à manutenção da espécie no ambiente que está sendo avaliado.

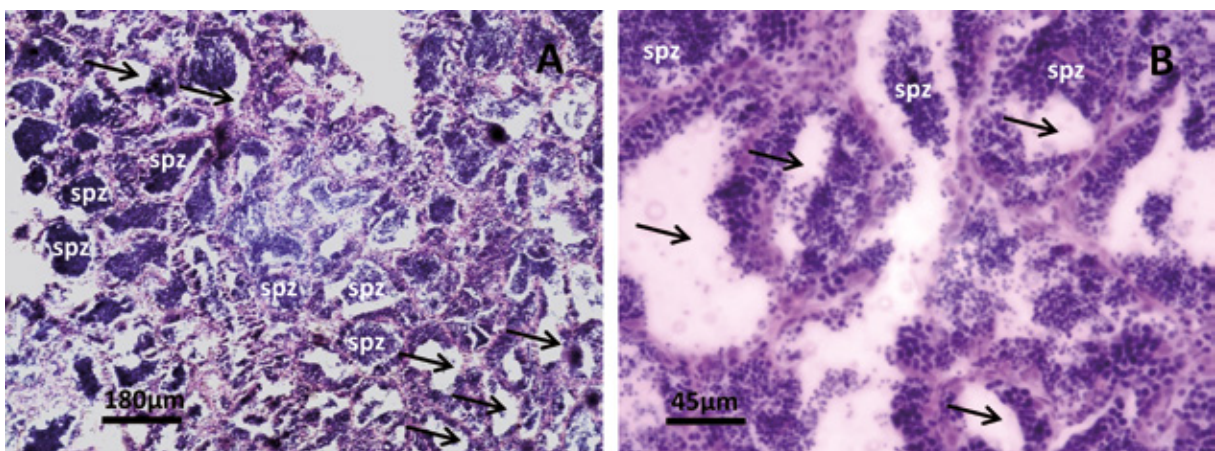
Apesar dos efeitos que contaminantes ambientais e, especialmente os EPTs, podem causar nas estruturas reprodutivas femininas e masculinas, não foram identificadas alterações histopatológicas nestas estruturas nos peixes avaliados, independentemente do ambiente (continental, estuarino e marinho), compartimento (1, 2, 3, 4 e 5), ordens (Characiformes, Perciformes e Siluriformes) e hábitos alimentares (carnívoros, omnívoros, detritívoros) avaliados. Do mesmo modo, o desenvolvimento das células da linhagem germinativa feminina (ovogênese) e masculina (espermatogênese) também não apresentaram alterações. Do total de amostras de gônadas avaliadas quanto aos aspectos histopatológicos (n=264), 98,86% dos animais estava em atividade reprodutiva. Destes, 34,09% estavam com as gônadas (ovários e testículos) maduras, 20,45% com as gônadas semi-desovada/semi-esgotada e 30,68% com as gônadas desovada/esgotada (Figura 208 até Figura 219). Apenas três indivíduos jovens foram identificados (1,14% do total analisados), sendo um exemplar de *Cathorops spixii* e dois exemplares de *Conodon nobilis* capturados nos pontos 1 e 4 do mar, respectivamente. Folículos atrésicos, quando observados, foram em quantidades reduzidas e em poucas espécies, não comprometendo a reprodução e não servindo de parâmetro para diagnóstico de efeitos no processo reprodutivo. Ficou evidenciada, através da histologia de ovários, a desova parcelada nas espécies *Hoplias intermedius*, *Hypostomus affinis*, *Loricariichthys castaneus* e *Menticirrhus littoralis*, capturados na estação seca e para as espécies *Australoheros ipatinguensis*, *Cathorops spixii*, *Conodon nobilis*, *Geophagus brasiliensis*, *Hoplias aff. malabaricus*, *Hoplias brasiliensis*, *Hypostomus affinis*, *Loricariichthys castaneus*, *Oligosarcus acutirostris*, *Pimelodus maculatus*, *Pseudauchenipterus affinis* e *Trachelyopterus striatulus*, capturadas na estação chuvosa.

Figura 208 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Astyanax fasciatus* capturados no compartimento 1, ponto CN.



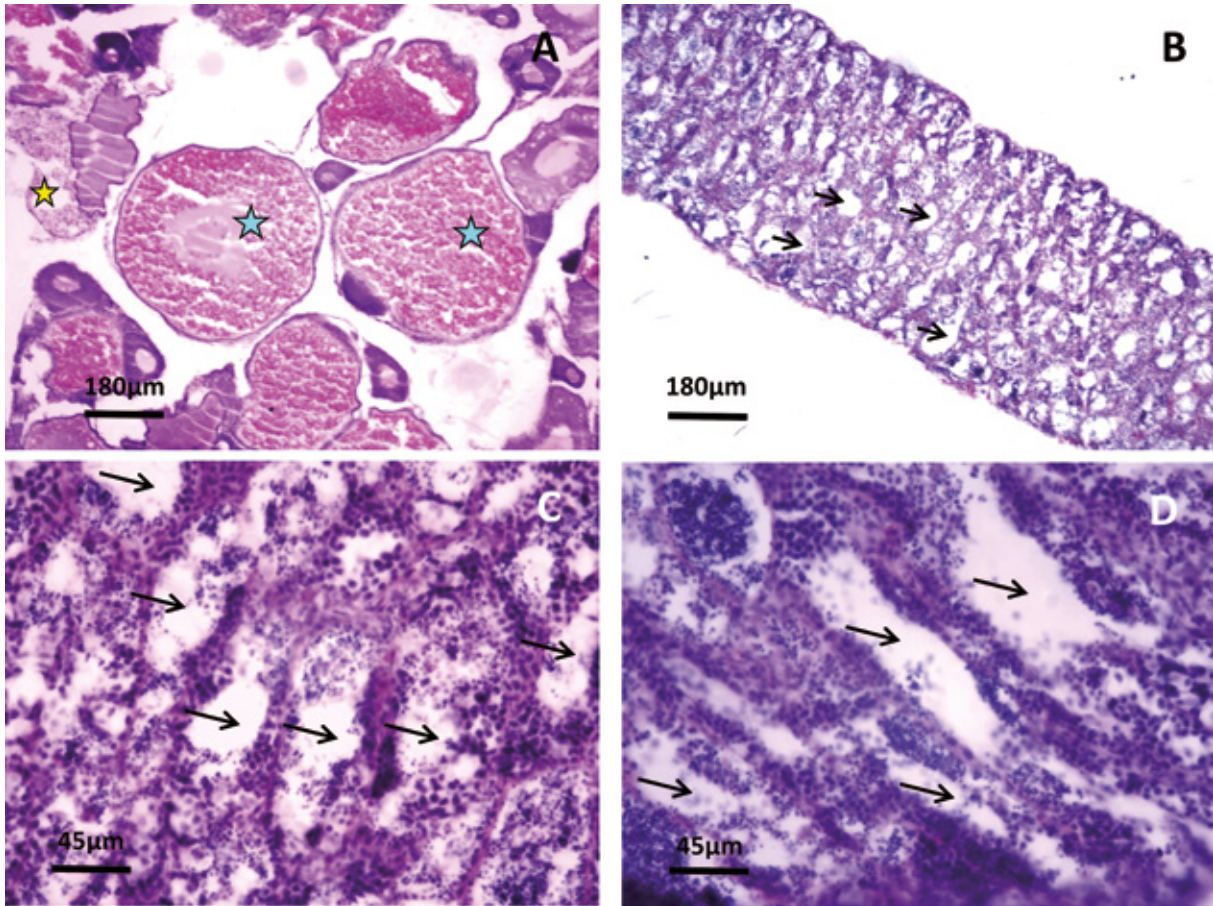
A e B- Ovário Maduro; C- Testículo Maduro. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela azul = folículos ovarianos maduros, spz = espermatozoides. Fonte: LACTEC

Figura 209 – Corte histológico de gônadas masculinas de *Oligosarcus acutirostris* capturados no compartimento 1, ponto CP.



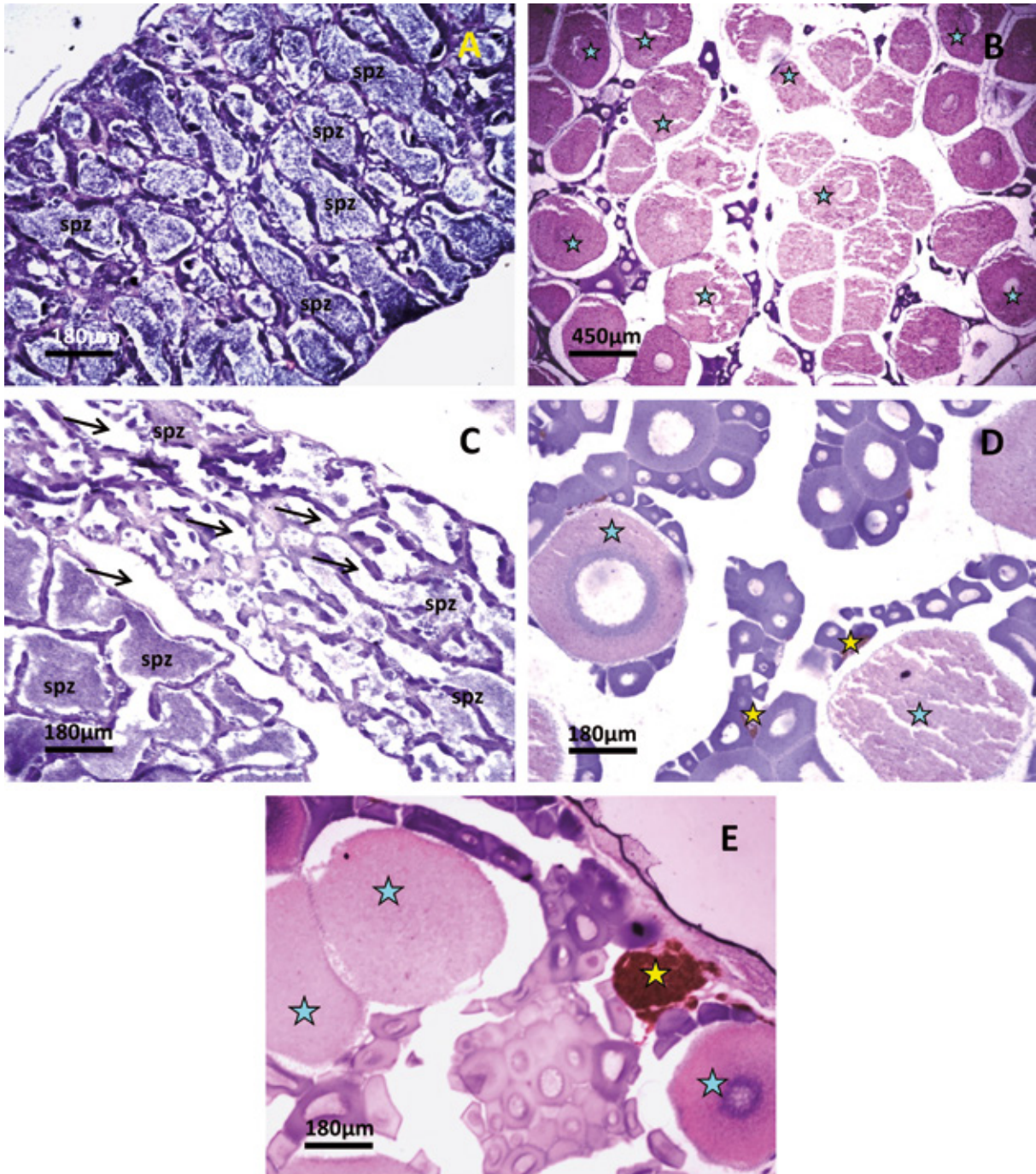
A e B- Testículo Semi-Esgotado, onde se observa espaços e espermatozoides. Coloração Hematoxilina-Eosina. Setas pretas = espaços deixados pelos espermatozoides após a eliminação, spz = espermatozoides. Fonte: LACTEC

Figura 210 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Australoheros ipatinguensis*, capturados no compartimento 1, ponto DQ S4.



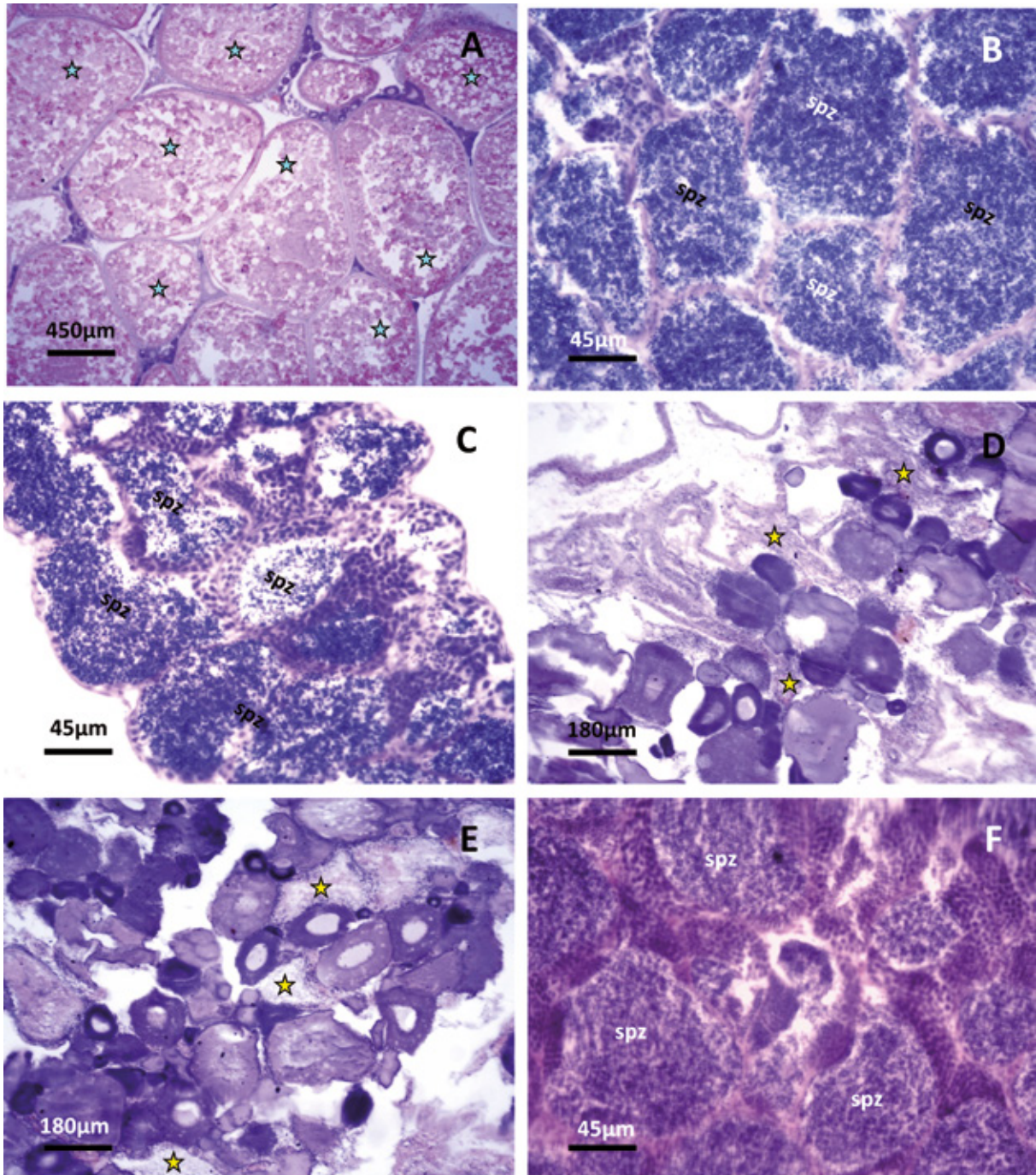
A- Ovário Maduro; B e C- Testículo Maduro. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela azul = folículos ovarianos maduros, Estrela amarela = Folículo Pós-Ovulatório, setas pretas = espaços deixados pelos espermatozoides após a eliminação. Fonte: LACTEC

Figura 211 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Pimelodus maculatus* capturados no compartimento 2, ponto CN.



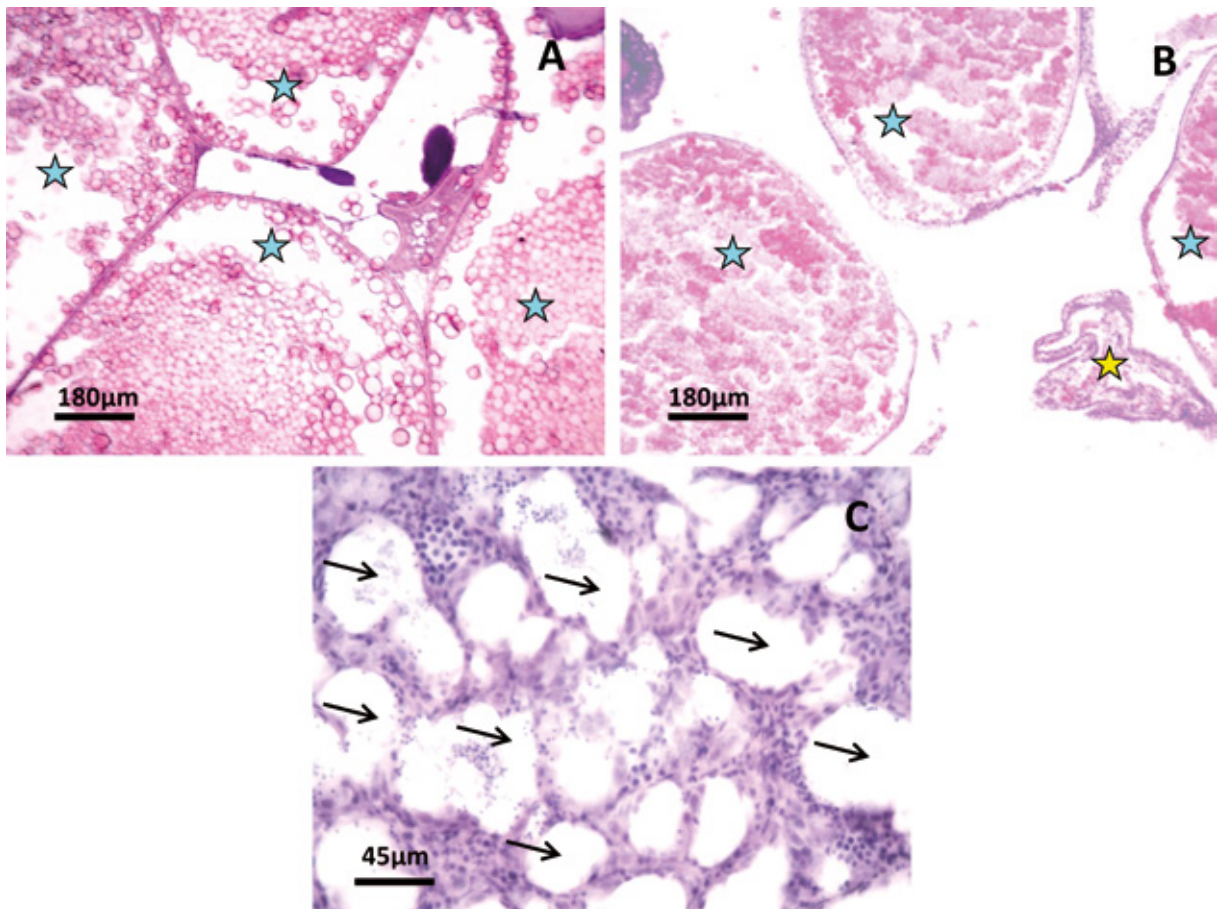
A- Testículo Maduro com túbulos seminíferos repletos de espermatozoides; B - Ovário Maduro, repleto de folículos maduros; C- Testículo Semi-esgotado, onde se observa espaços e espermatozoides, D e E- Ovário Semi-desovado. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela azul = folículos ovarianos maduros, Estrela amarela = Folículo Pós-Ovulatório, setas pretas = espaços deixados pelos espermatozoides após a eliminação, spz = espermatozoides. Fonte: LACTEC

Figura 212 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Geophagus brasiliensis* capturados no compartimento 2, ponto CP.



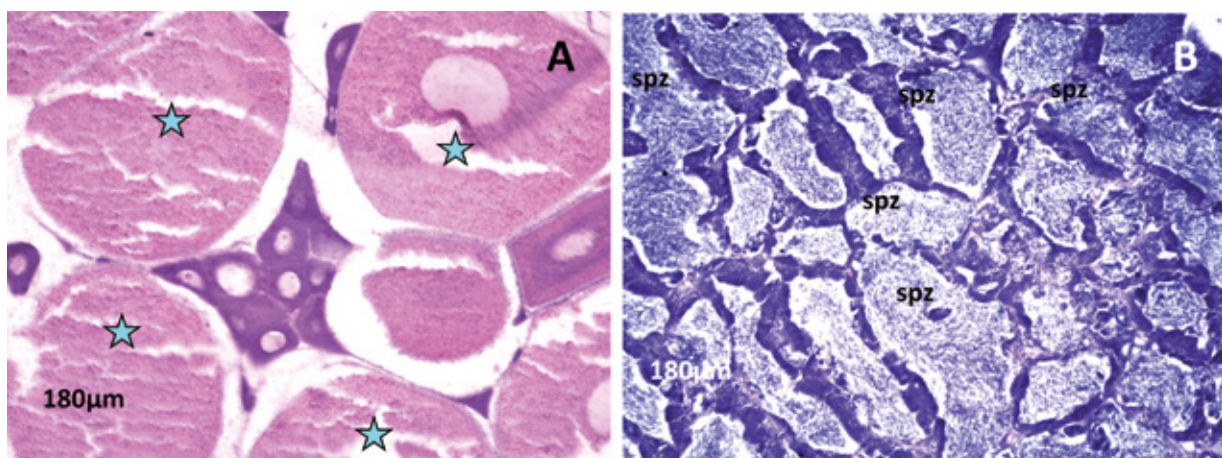
A- Ovário Maduro, repleto de folículos maduros; B, C e F- Testículo Maduro com túbulos seminíferos repletos de espermatozoides, D e E - Ovário Desovado, contendo folículos pré-vitelogênicos e folículos pós-ovulatórios. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela azul = folículos ovarianos maduros, Estrela amarela = Folículo Pós-Ovulatório, spz = espermatozoides. Fonte: LACTEC

Figura 213 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Hoplias aff. malabaricus* e *H. brasiliensis* capturados no compartimento 2, ponto DA.



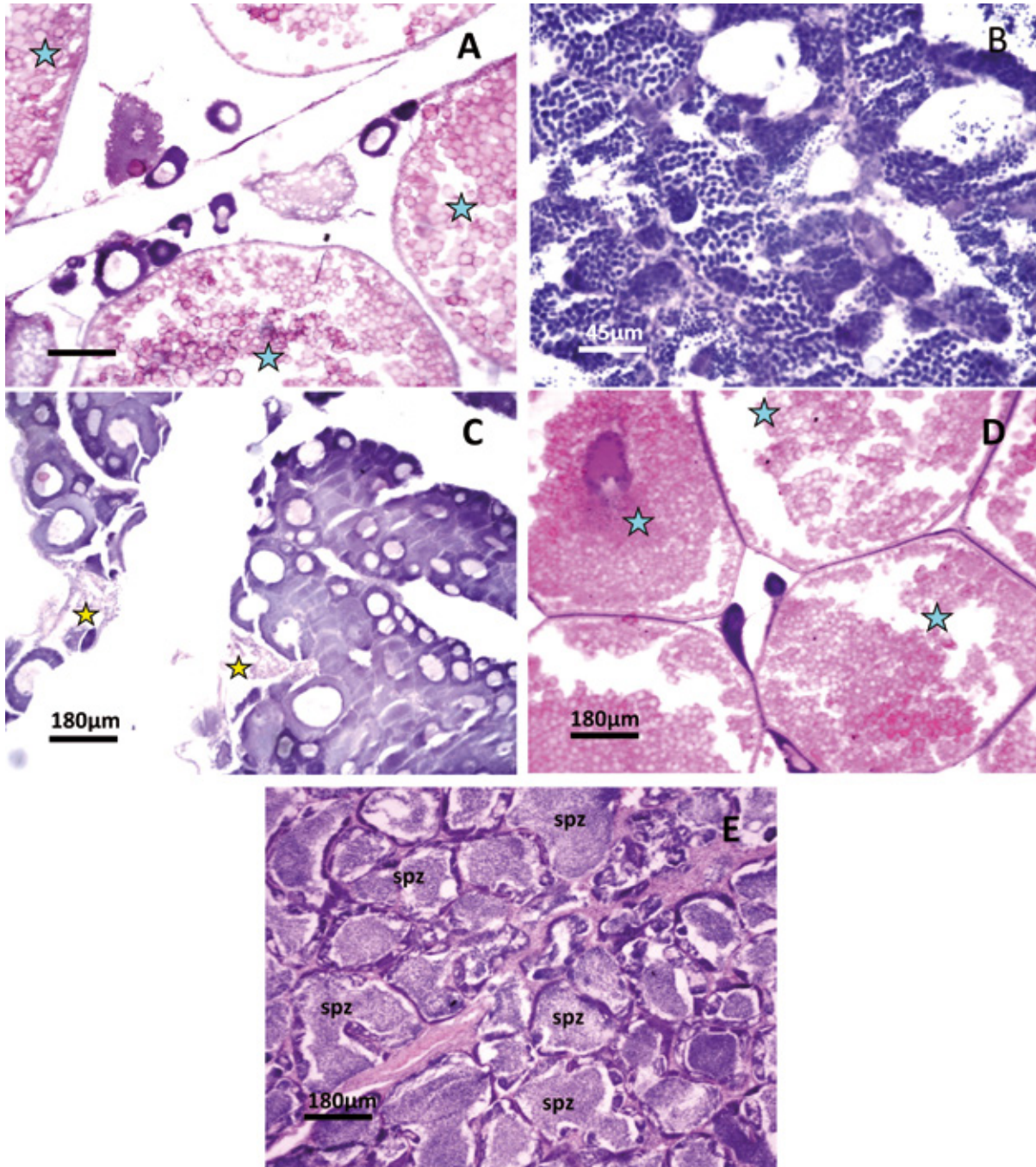
A- Ovário Maduro de *Hoplias aff. malabaricus*; B- Ovário Semi-Desovado de *Hoplias brasiliensis*, C- Testículo Esgotado de *Hoplias brasiliensis*. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela azul = folículos ovarianos maduros, Estrela amarela = Foliculo Pós-Ovulatório, setas pretas = espaços deixados pelos espermatozoides após a eliminação. Fonte: LACTEC

Figura 214 – Corte histológico de gônadas femininas de *Pimelodus maculatus* e masculinas de *Pygocentrus nattereri* capturados no compartimento 3, ponto CN.



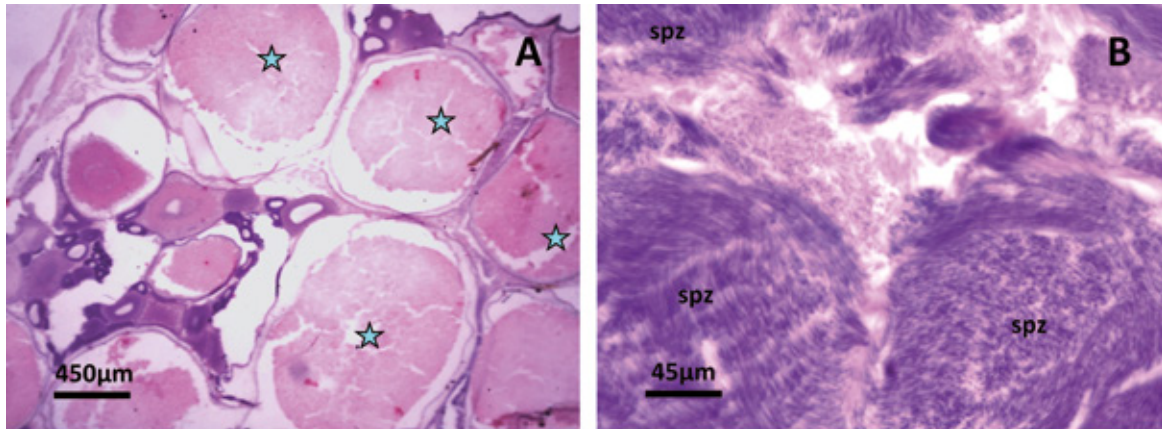
A - Ovário Maduro, repleto de folículos maduros; B - Testículo Maduro com túbulos seminíferos repletos de espermatozoides. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela azul = folículos ovarianos maduros, spz = espermatozoides. Fonte: LACTEC

Figura 215 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Pygocentrus nattereri* (A, B, C) e *Pygocentrus piraya* (D e E) capturados no compartimento 3, ponto CP.



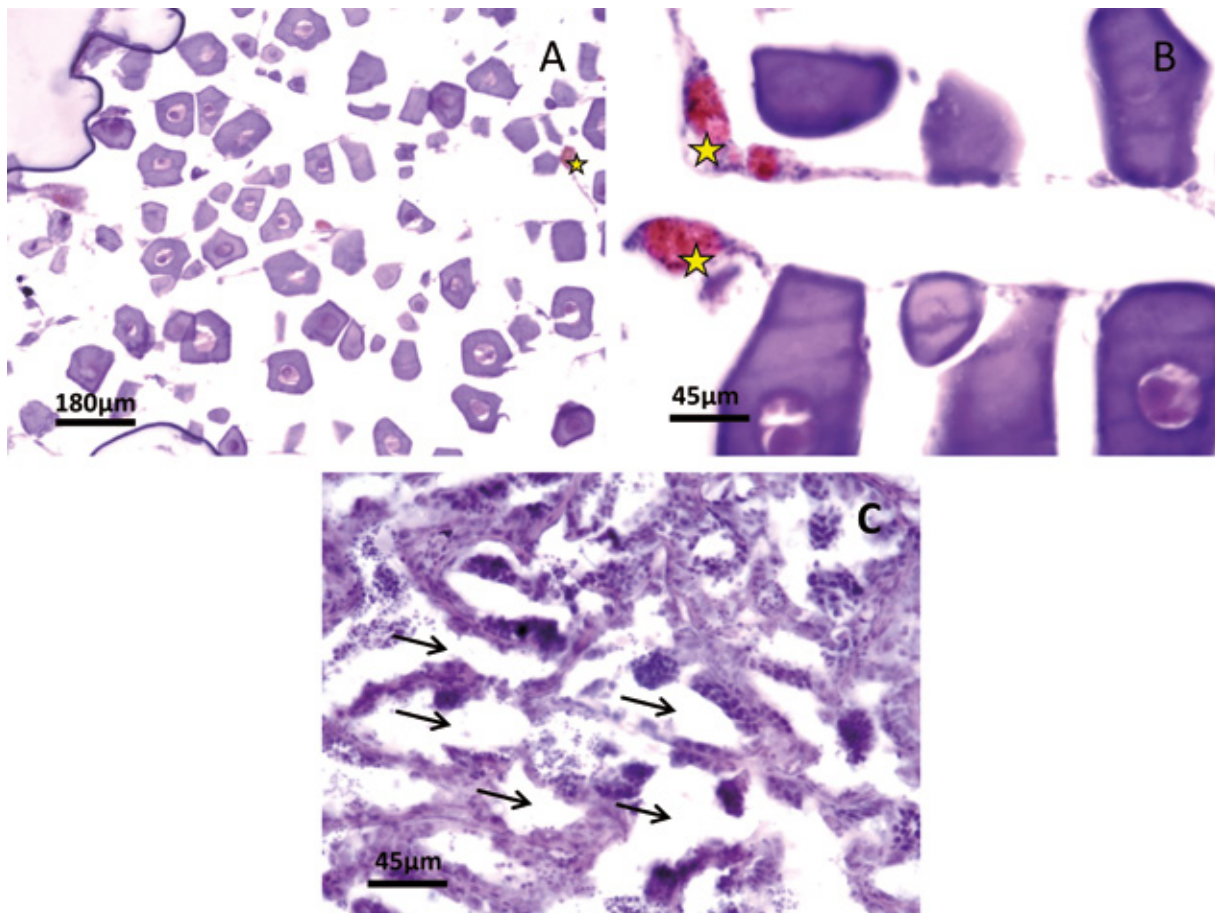
A e D - Ovário Maduro; B - Testículo em Maturação contendo diferentes tipos celulares (da linhagem espermática) nos túbulos seminíferos; C- Ovário Desovado; E - Testículo Maduro com túbulos seminíferos repletos de espermatozoides. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela azul = folículos ovarianos maduros, Estrela amarela = Foliculo Pós-Ovulatório, spz = espermatozoides. Fonte: LACTEC

Figura 216 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Pseudauchenipterus affinis* capturados no compartimento 3, ponto DA.



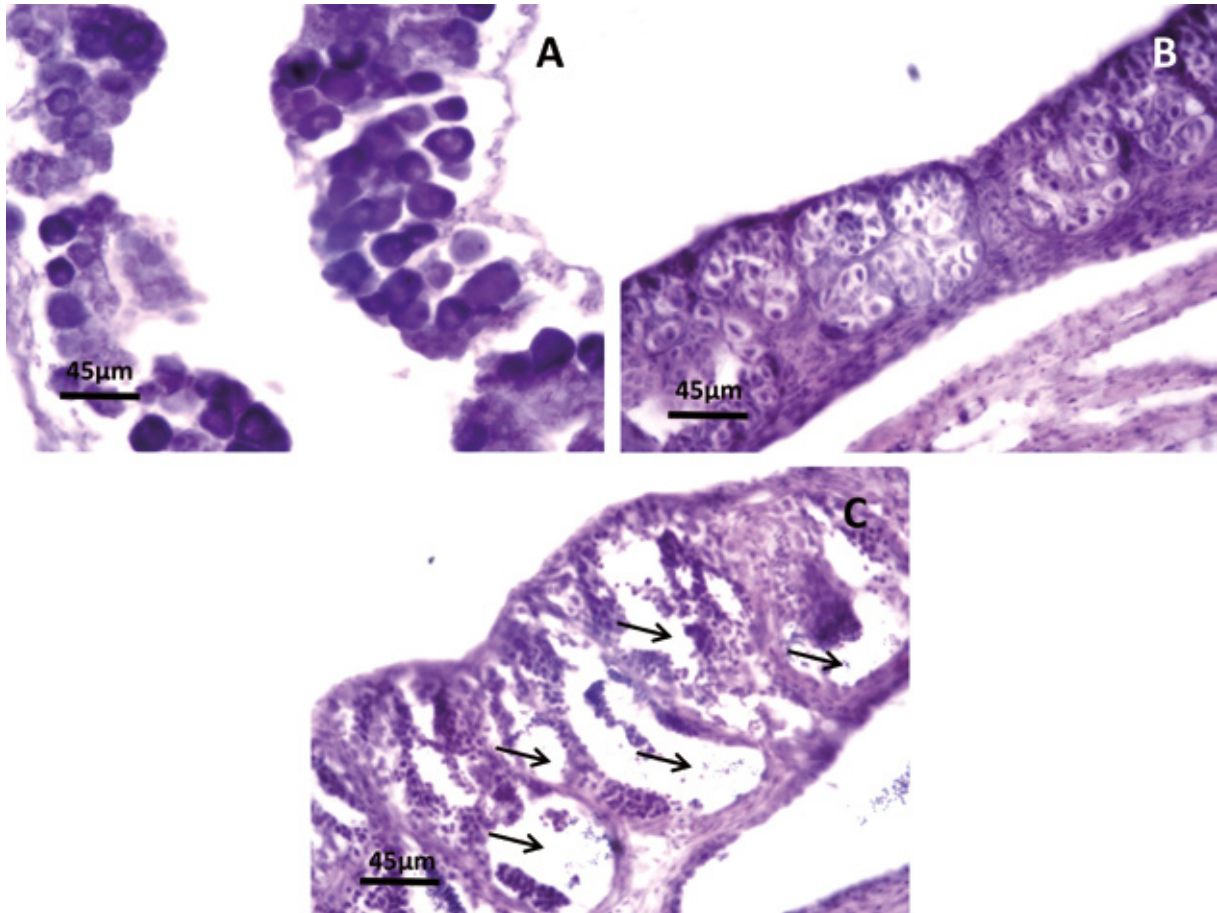
A- Ovário maduro, repleto de folículos maduros; B- Testículo Maduro, repleto de espermatozoides. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela azul = folículos ovarianos maduros, spz = espermatozoides. Fonte: LACTEC

Figura 217 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Pimelodus maculatus* capturados na foz do rio Doce.



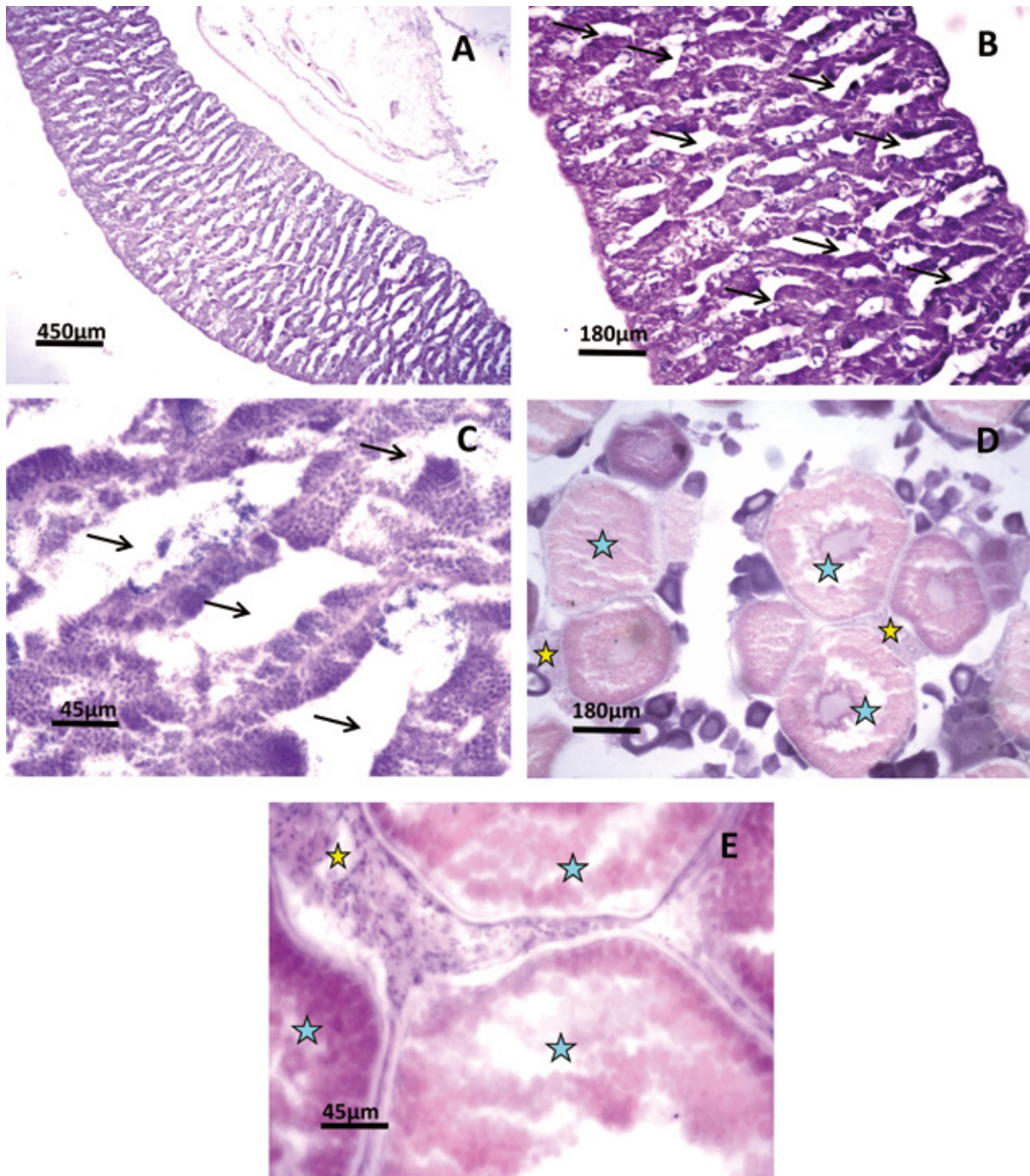
A e B- Ovário Desovado com folículos pré-vitelogênicos e folículos pós-ovulatórios, C- Testículo Esgotado. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela amarela = Folículo Pós-Ovulatório, setas pretas = espaços deixados pelos espermatozoides após a eliminação. Fonte: LACTEC

Figura 218 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Conodon nobilis* capturados no ponto 1 do mar, 5 km da costa.



A - Ovário Imaturo contendo ovócitos pré vitelogênicos em lamelas ovígeras organizadas, B- Testículo Imaturo com túbulos seminíferos fechados, contendo somente espermatogônias e C - Testículo Esvaziado. Coloração Hematoxilina-Eosina. Setas pretas = espaços deixados pelos espermatozoides após a eliminação. Fonte: LACTEC

Figura 219 – Corte histológico de gônadas femininas e masculinas de *Conodon nobilis* capturados no ponto 4 do mar, 20 km da costa.



A, B e C - Testículo Esvaziado; D e E- Ovário Semi-Desovado, contendo folículos maduros e folículos pós-ovulatórios. Coloração Hematoxilina-Eosina. Estrela azul = folículos ovarianos maduros, Estrela amarela = Folículo Pós-Ovulatório, setas pretas = espaços deixados pelos espermatozóides após a eliminação. Fonte: LACTEC

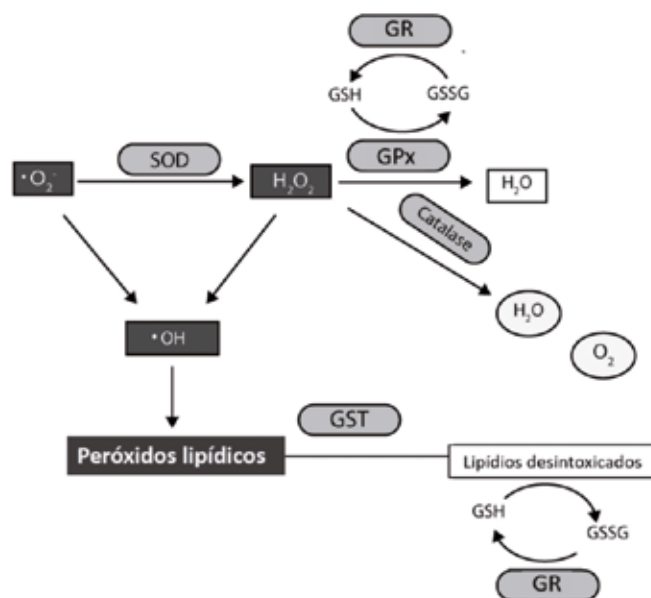
Do mesmo modo como para outros biomarcadores já descritos, não foram identificados até o presente momento estudos que tenham avaliado alterações histopatológicas nas gônadas em decorrência da contaminação resultante do desastre. No entanto, os resultados apresentados neste estudo diferem dos descritos no estudo pré-desastre (linha base) realizado por Morais (2009) em gônadas masculinas de lambaris (*Astyanax bimaculatus*) e carás (*Geophagus brasiliensis*) capturados no rio Piracicaba. Nas espécies de peixes avaliados pela autora, foram identificadas diferentes alterações histopatológicas, que variam desde a identificação de um aglomerado celular anormal até degeneração testicular. Tais alterações foram associadas com as elevadas concentrações de metais e semimetais determinadas nos peixes e, mais especificamente, nos órgãos avaliados.

No presente estudo, a ausência de alterações nas gônadas dos indivíduos capturados nos diferentes compartimentos avaliados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama não indica ausência de risco de comprometimento das funções reprodutivas e, conseqüentemente, de manutenção das espécies, mas talvez, aumento no investimento reprodutivo, que é utilizado como uma tática diante de pressões ambientais, como a contaminação, por exemplo. Nestas condições, os peixes investem energia de modo a garantir o sucesso reprodutivo e, conseqüentemente, a geração da prole, a sobrevivência da espécie e equilíbrio da população (VAZZOLER, 1996).

- e) Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação (biomarcadores: CAT, SOD, GPx e GST)

O investimento no aumento da mobilização de substratos energéticos em decorrência da ativação metabólica, aumento no débito cardíaco e no consumo de oxigênio, necessários à manutenção da homeostasia, causa nos peixes, assim como em qualquer organismo aeróbio, aumento na produção de espécies reativas de oxigênio (EROs) e de radicais livres (WENDELAAR BONGA, 1997; MOMMSEN et al., 1999; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PORTZ et al., 2006; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009). Diante da exposição destes organismos a contaminantes ambientais a produção de EROs e radicais livres é ainda mais significativa, assim, embora existam sistemas atuando na manutenção dos níveis destas moléculas, como os sistemas antioxidante e de biotransformação, este aumento expressivo pode promover o estado chamado de estresse oxidativo. Este estado, no qual a produção e a degradação de EROs se encontra em desbalanço, faz com que as EROs excedentes atuem sobre diferentes macromoléculas promovendo danos a elas e, conseqüentemente, afetando o organismo como um todo (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009; SOUZA et al., 2013; BIRNIE-GAUVIN et al., 2017). As principais enzimas e moléculas atuantes no sistema antioxidante e suas respectivas funções estão resumidas na Figura 220.

Figura 220 – Esquema simplificado dos sistemas antioxidante e de biotransformação, os quais envolvem as enzimas superóxido dismutase- SOD; glutaciona peroxidase- GPx; glutaciona redutase GR; glutaciona S-transferase- GST; glutaciona reduzida- GSH; glutaciona oxidada- GSSG; e as espécies reativas de oxigênio ou radicais livres: ânion superóxido- $\cdot\text{O}_2$; peróxido de hidrogênio- H_2O_2 e hidroxila- $\cdot\text{OH}$.



Fonte: FERNANDES (2018), adaptado de GUMULEC et al. (2013)

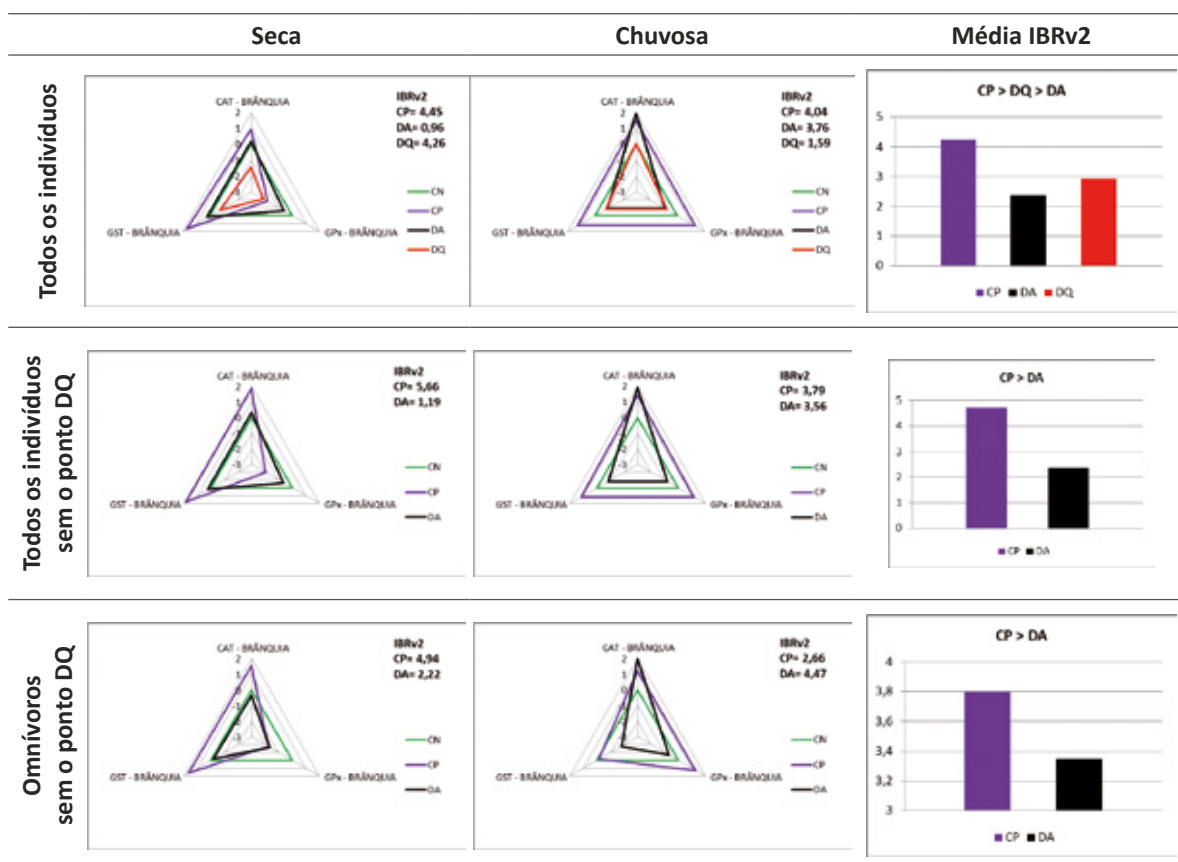
Metais e semimetais são conhecidos por causar alterações na homeostasia e estresse oxidativo em peixes (e.g., COGO et al., 2009; MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009; SOUZA et al., 2013; PEREIRA et al., 2016). Corroborando essa capacidade e a ocorrência de alterações na homeostasia com significativos prejuízos aos organismos capturados nos diferentes pontos avaliados neste estudo identificou-se efeitos em ambos os sistemas antioxidante e de biotransformação.

No compartimento 1, durante a estação seca, não foi possível mensurar a atividade da enzima SOD branquial em nenhum dos pontos de coleta (CN, CP, DA e DQ), assim, os resultados de IBR foram calculados apenas com as atividades das enzimas CAT, GST e GPx determinadas neste tecido. Os resultados médios obtidos para o período amostral através do IBRv2, demonstram que as maiores alterações no sistema antioxidante e de biotransformação foram observadas nos indivíduos do ponto CP, os quais no geral apresentaram aumento na atividade das enzimas avaliadas, exceto na estação seca, onde a enzima GPx esteve com sua atividade reduzida. Assim, o contexto geral do sistema antioxidante branquial dos organismos capturados no ponto CP indica que os mesmos se encontram sob situação de estresse ambiental, sendo requisitado o aumento da atividade das enzimas destes sistemas como mecanismo de defesa, o que também indica que os sistemas descritos estão responsivos (Tabela 43).

Em contrapartida, nos peixes capturados no ponto DA, quando avaliados tanto em conjunto (todos os indivíduos) quanto agrupados pelo hábito alimentar omnívoro, na estação seca, verificou-se que pouca ou nenhuma alteração ocorreu na atividade das enzimas GST e CAT, no entanto, a GPx esteve com sua atividade reduzida, em especial no agrupamento dos animais omnívoros, indicando alterações no sistema antioxidante destes animais. Já nos peixes capturados no ponto DQ, também considerado

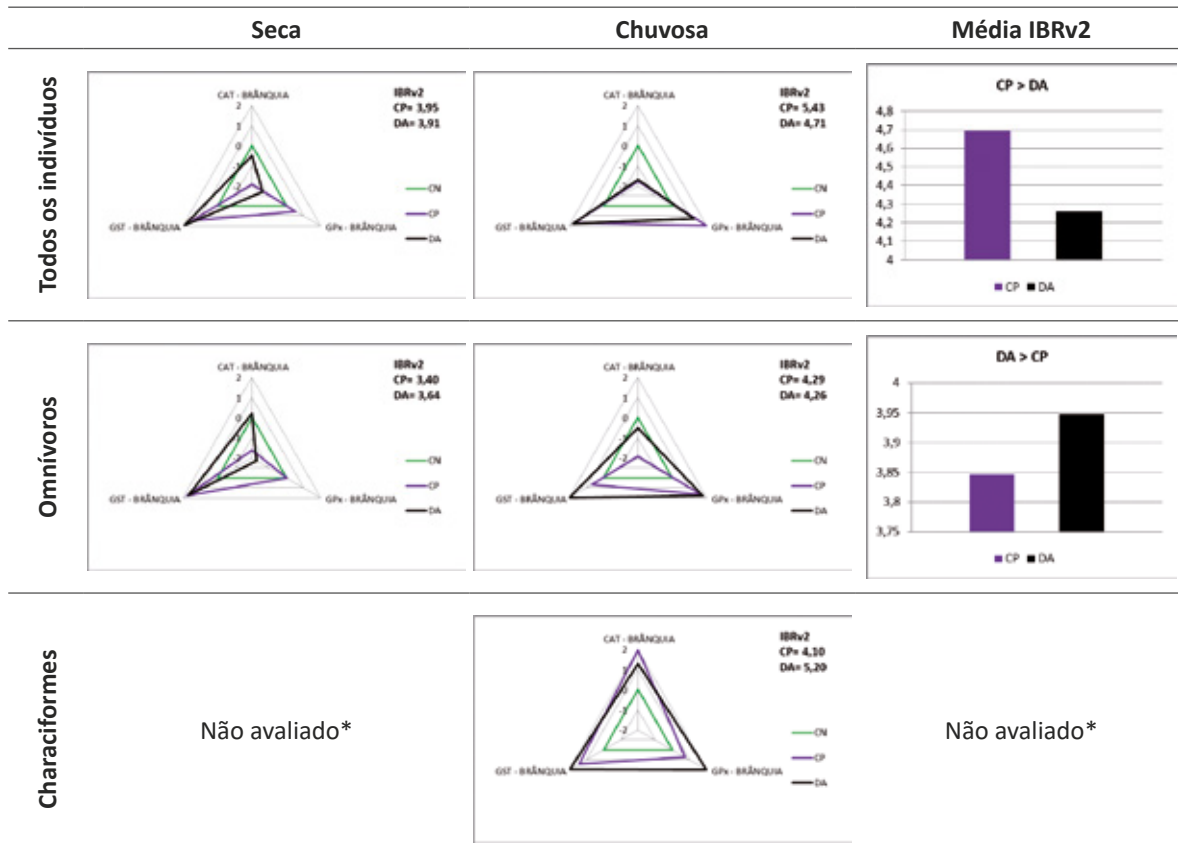
um ponto afetado pela passagem da lama, pode-se observar que os prejuízos, tanto no sistema antioxidante, quanto no de biotransformação branquial foram mais expressivos, uma vez que as três enzimas avaliadas (GST, GPx e CAT) apresentaram expressiva diminuição em suas atividades, demonstrando supressão nestes sistemas de defesa no tecido branquial. Na estação chuvosa, por sua vez, também foi possível identificar prejuízos a estes sistemas, uma vez que os organismos apresentaram diminuição da atividade da GST e GPx branquial, embora acompanhado do aumento na atividade da CAT (Tabela 43). No geral, esse padrão de resposta indica que estes sistemas apresentam comprometimento, possivelmente em resposta ao aumento da absorção e/ou produção de espécies reativas de oxigênio (EROs) e radicais livres decorrentes dos efeitos cumulativos causados pela degradação ambiental deste ponto sobre os demais sistemas orgânicos dos peixes. Os indivíduos capturados no ponto DQ também apresentaram redução nas enzimas avaliadas corroborando prejuízos a estes sistemas de defesa em peixes que estiveram sob influência direta da lama de rejeitos. Além disso, o comprometimento desses sistemas, observado em ambas as estações amostradas, indica que os peixes capturados nos pontos DA e DQ podem apresentar danos estruturais em macromoléculas do tecido branquial, bem como de todo o organismo uma vez que os sistemas de defesa antioxidante estão comprometidos, corroborando a ocorrência das lesões histopatológicas observadas nas brânquias destes animais (Tabela 43).

Tabela 43 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (CAT, GPx e GST) branquial de peixes capturados no compartimento 1



Nos animais do compartimento 2, assim como ocorreu no compartimento 1, não foi identificada a atividade da SOD branquial dos peixes capturados no ponto CP na estação seca, assim como nos peixes dos pontos CP e DA quando agrupados pelo hábito alimentar omnívoro. Deste modo, novamente, o IBR foi calculado apenas com as atividades das enzimas CAT, GST e GPx branquial. Assim, se considerada a média obtida para o período amostral (IBRv2), para os peixes avaliados em conjunto, observa-se que as alterações nos sistemas antioxidante e de biotransformação das brânquias foram mais expressivas para os peixes capturados no ponto CP. No entanto, se considerado o agrupamento pelo hábito alimentar omnívoro, os peixes capturados no ponto DA foram os mais afetados (Tabela 44). Assim, pode-se dizer que, de maneira geral, tanto os organismos do ponto CP quanto os do ponto DA apresentaram alterações nos biomarcadores avaliados, o que indica que em ambos os pontos os organismos estão expostos a condições ambientais que favorecem o aumento da absorção e/ou produção de radicais livres e EROs. Tal condição demonstra que tanto o sistema antioxidante quanto o de biotransformação foram afetados nestes peixes, os quais apresentaram aumento da atividade da GST branquial na estação seca, associada com a redução da atividade e pelo menos uma das duas enzimas do sistema antioxidante (CAT e GPx), ao passo que na estação chuvosa o aumento da atividade da GST foi mantido, indicando mobilização do sistema de biotransformação em ambas as estações nos animais destes pontos (CP e DA), associado ao aumento também da atividade da GPx, embora a CAT tenha se mantido reduzida nos animais de ambos os pontos. Quando os peixes foram agrupados pela ordem Characiformes, na estação seca, além da ausência da atividade da enzima SOD branquial, também foi observada a ausência da atividade da enzima CAT neste tecido dos peixes capturados no ponto CP, sendo assim, o IBRv2 desta estação não foi calculado para este agrupamento. Porém, quando observados os cálculos realizados para a estação chuvosa percebe-se, pelo maior valor de IBRv2, maiores alterações nos organismos do ponto DA, manifestado pelo aumento da atividade das enzimas avaliadas, embora este aumento também tenha sido observado nos indivíduos capturados no ponto CP (Tabela 44). No geral, no compartimento 2, tanto para os organismos do ponto DA quanto para aqueles do ponto CP pode ser observado, por meio das alterações nas atividades das enzimas avaliadas, que os peixes se encontram sob condição de estresse ambiental, no entanto, os sistemas de defesa antioxidante e de biotransformação estão sendo mobilizados, indicando uma tentativa do tecido branquial em minimizar futuros danos estruturais às macromoléculas e, também, a distribuição de EROs e radicais livres para os demais órgãos.

Tabela 44 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBRv2) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (CAT, GPx e GST) branquial de peixes capturados no compartimento 2

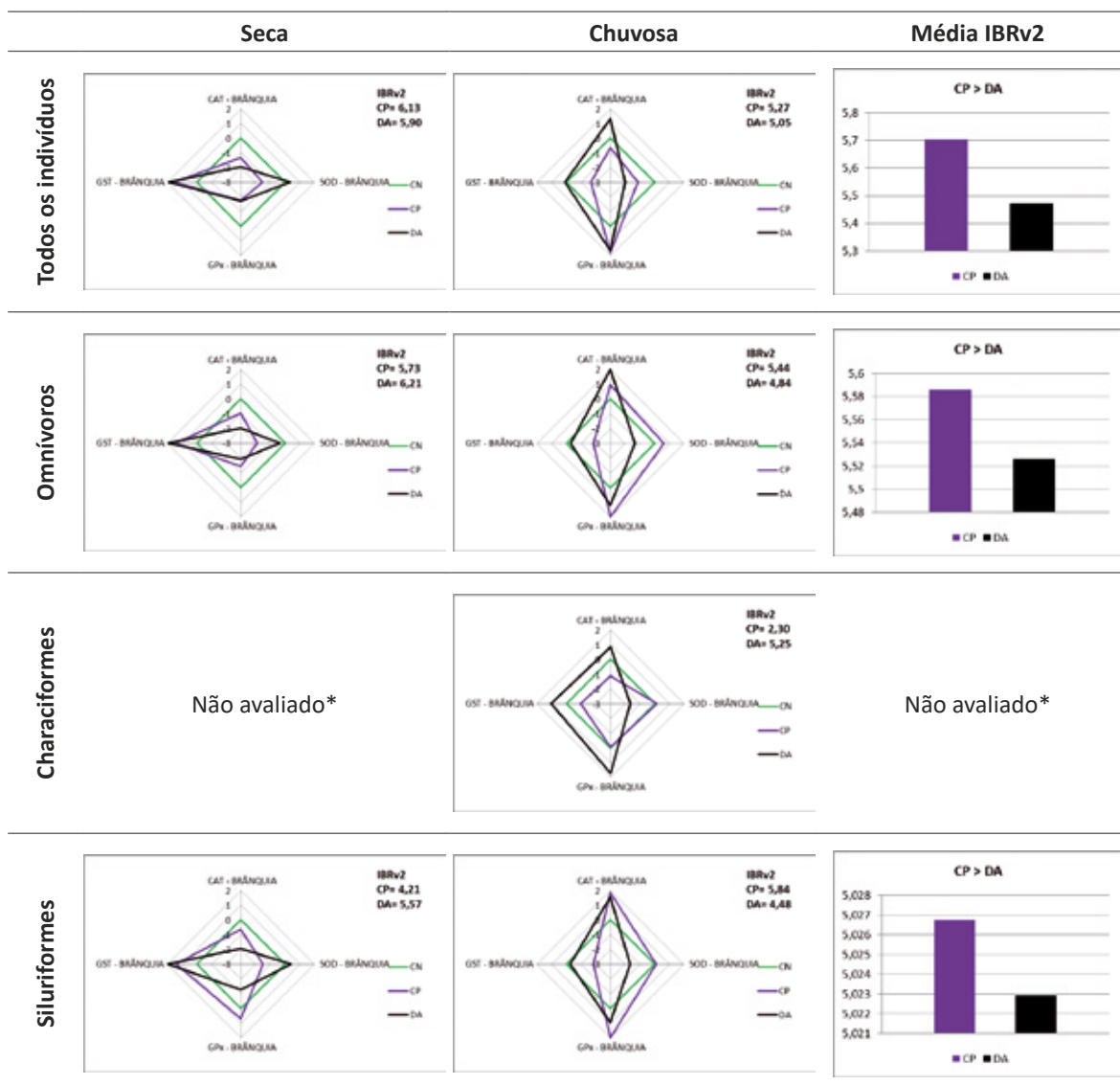


*devido à ausência de atividade da CAT branquial nos indivíduos Characiformes do ponto CP, na estação seca, não foi possível realizar o cálculo do IBRv2 de maneira a ser comparado com o mesmo grupo na estação chuvosa, assim como não foi possível calcular a média do IBRv2 para este agrupamento no período amostrado.

No compartimento 3, se considerados os peixes avaliados em conjunto, na estação seca, novamente os indivíduos do ponto CP foram os que apresentaram as maiores alterações nos sistemas antioxidante e de biotransformação do tecido branquial. Porém, quando os peixes foram agrupados pelo hábito alimentar omnívoro ou na ordem Siluriformes os maiores prejuízos aos sistemas avaliados ocorreram nos peixes capturados no ponto DA (Tabela 45). É importante mencionar que independentemente do agrupamento realizado, nesta estação, os peixes do ponto DA apresentaram aumento da GST e diminuição da atividade das enzimas GPx e CAT branquial, enquanto a atividade da SOD esteve pouco alterada, indicando ativação do processo de desintoxicação de compostos tóxicos absorvidos ou metabolizados nas brânquias associado ao possível aumento da geração de danos oxidativos promovidos por radicais livres e EROs uma vez que o sistema antioxidante se encontrou prejudicado. Nesta condição, ainda, é válido ressaltar que a manutenção da atividade da SOD pode contribuir para a manutenção deste dano, uma vez que embora esta enzima seja responsável por degradar um radical livre (ânion superóxido, O_2^-), o resultado deste processo produz peróxido de hidrogênio (H_2O_2), que interage com outras moléculas biológicas e leva ao dano oxidativo (MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009; SOUZA et al., 2013). Na estação chuvosa, o padrão de resposta foi muito similar ao observado para o compartimento 2, ou seja, com maiores alterações aos indivíduos capturados no ponto CP

quando agrupados em conjunto, pelo hábito alimentar omnívoro e pela ordem Siluriformes, mas, quando agrupados na ordem Characiformes, as maiores alterações são identificadas para os peixes capturados no DA (Tabela 45).

Tabela 45 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (SOD, CAT, GPx e GST) branquial de peixes capturados no compartimento 3



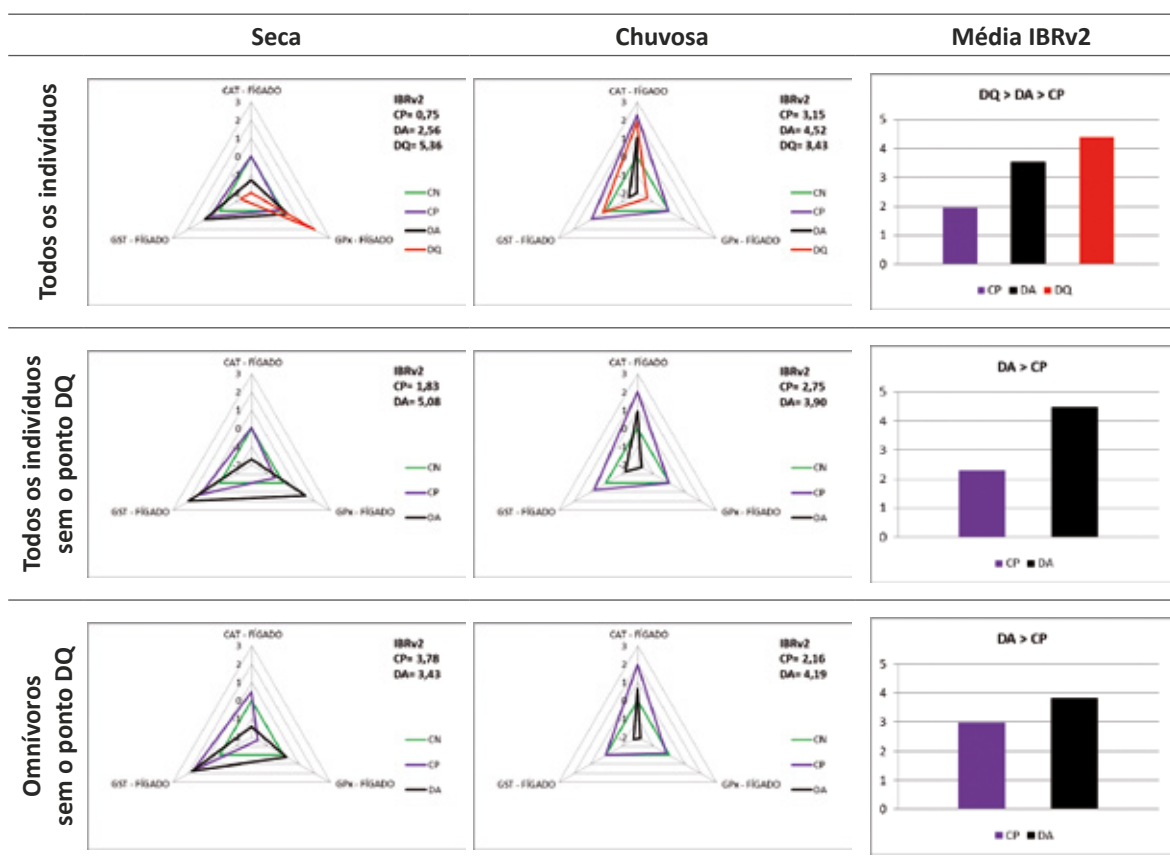
*devido à ausência de atividade da CAT branquial nos indivíduos Characiformes do ponto DA, na estação seca, não foi possível realizar o cálculo do IBRv2 de maneira a ser comparado com o mesmo grupo na estação chuvosa, assim como não foi possível calcular a média do IBRv2 para este agrupamento no período amostrado.

A avaliação dos biomarcadores, dos sistemas antioxidante e de biotransformação do sistema hepático dos peixes capturados no compartimento 1, através do cálculo do IBR, deixou de considerar os resultados obtidos para a enzima SOD nos pontos onde essa análise não foi quantificada no tecido branquial, de modo a permitir que os resultados de ambos os tecidos pudessem ser confrontados. Assim, os resultados aqui apresentados, pelo cálculo do IBR, são baseados nas respostas apresentadas pelas enzimas CAT, GST e GPx branquial. Tais respostas indicam que os peixes capturados nos pontos DQ e DA foram os que tiveram maiores prejuízos nos sistemas antioxidante e de biotransformação, tanto se considerada a avaliação geral do período amostrado quanto as avaliações realizadas para cada uma das estações. A única exceção se dá para o agrupamento por hábito alimentar omnívoro, na estação seca, onde os maiores prejuízos foram observados nos peixes capturados no ponto CP, embora, o valor do IBR tenha sido bastante semelhante entre DA e CP (Tabela 46).

O fígado é o principal órgão responsável pela biotransformação de compostos tóxicos ao organismo, atuando na eliminação de radicais livres e EROs, que podem estar aumentadas pela presença destes compostos tóxicos, evitando assim que o organismo entre num estado de estresse oxidativo, ou seja, evitando que ocorra o desbalanço entre a produção e a degradação destes radicais e das EROs (MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009; SOUZA et al., 2013). Diante disso, os altos valores de IBR encontrados para os organismos dos pontos DA e DQ indicam que eles se encontram sob condições de estresse ambiental, possivelmente com aumento do aporte de contaminantes provenientes do ambiente e, portanto, os seus sistemas de defesa se encontram em desbalanço. Quando as atividades destas enzimas se encontram aumentadas pode-se inferir que o organismo está em processo de mobilização destes sistemas na tentativa de evitar que o dano oxidativo venha a acontecer, no entanto, em situação oposta, ou seja, quando estas atividades se encontram reduzidas, a preocupação se deve ao fato de que a ausência destes mecanismos de defesa favorece a ocorrência de danos tanto ao tecido hepático quanto a outros órgãos. Assim, mesmo nos peixes capturados no DQ, cuja construção é relativamente recente (ano de 2016), prejuízos já podem ser identificados, o que demonstra a potencialidade tóxica dos elementos disponibilizados pela passagem da onda de lama.

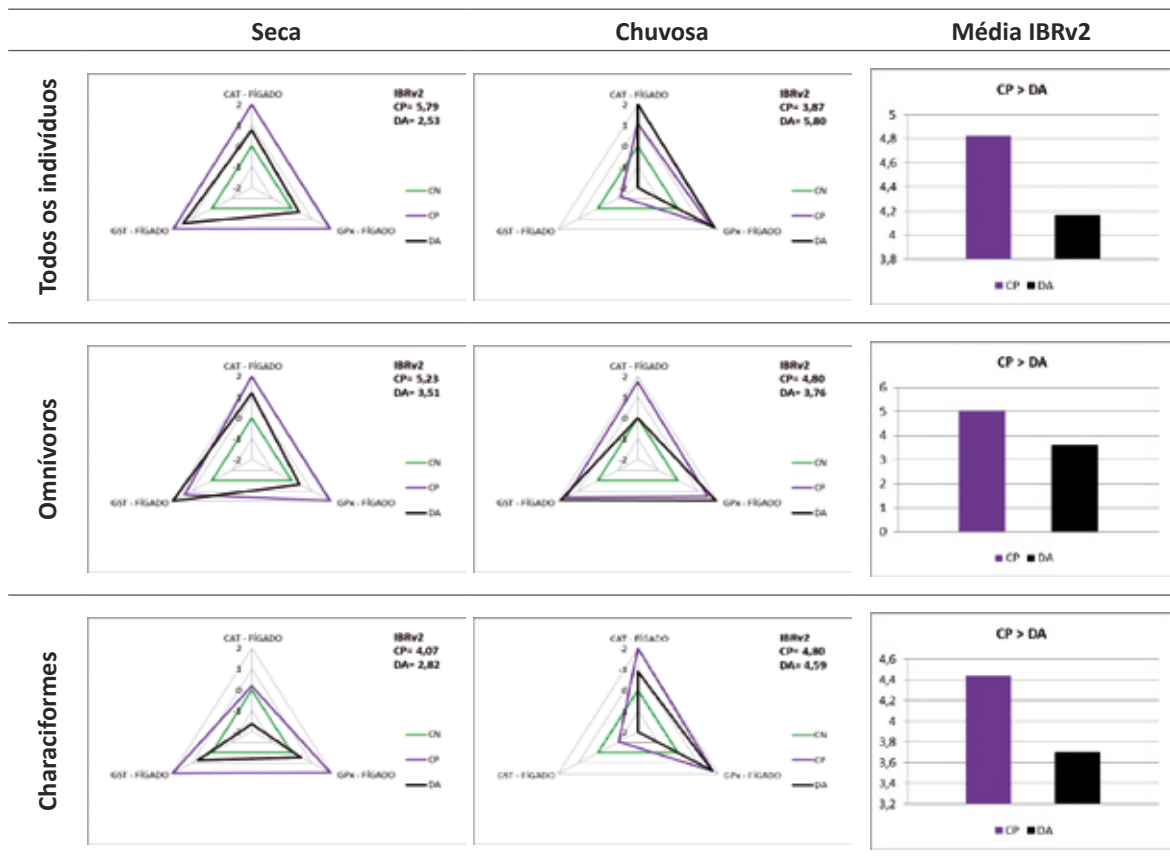
No fígado dos indivíduos capturados no ponto DA na estação chuvosa, pode ser observado dano ao sistema de biotransformação em decorrência da diminuição da atividade da GST, além de uma resposta compensatória do sistema antioxidante, uma vez que a atividade da GPx se encontra diminuída e a da CAT aumentada nestes indivíduos. Na estação seca, por sua vez, os organismos do ponto DA, quando avaliados em conjunto, apresentaram mobilização do sistema de biotransformação, que pode ser observado pelo aumento da atividade da GST hepática e, novamente uma resposta compensatória do sistema antioxidante, pois, a atividade da CAT se encontra diminuída, enquanto a atividade da GPx está aumentada. Nos omnívoros, capturados na estação seca, o sistema de biotransformação também está sendo mobilizado, no entanto, há o indicativo de prejuízo ao sistema antioxidante, uma vez que a atividade da CAT está reduzida, sem alteração da atividade da GPx (Tabela 46).

Tabela 46 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (CAT, GPx e GST) hepático de peixes capturados no compartimento 1



No compartimento 2 em todos os agrupamentos avaliados os animais capturados no ponto CP apresentaram maior valor de IBR, na média entre as duas estações, relativo aos sistemas antioxidante e de biotransformação hepáticos, resultado este que reflete especialmente o aumento da atividade dos três biomarcadores avaliados na estação seca. Porém, na estação chuvosa, quando os peixes foram avaliados em conjunto, agrupados pelo hábito alimentar omnívoro ou ainda na ordem Characiformes, identifica-se maior atividade as enzimas CAT e GPx, mas, menor atividade da GST (Tabela 47). A avaliação de todos os organismos ou dos peixes agrupados na ordem Characiformes, na estação chuvosa, permite, ainda, identificar que os peixes capturados nos pontos DA apresentaram o maior valor de IBR que, em conjunto com avaliação dos biomarcadores utilizados, indica que estes organismos estão sob condições severas de contaminação. Nesta condição, houve expressiva diminuição da atividade da GST hepática, indicando dano grave ao sistema de biotransformação, e, ao mesmo tempo, aumento das atividades da CAT e da GPx, o que indica que o sistema antioxidante está sendo mobilizado devido à presença excessiva de radicais livres ou EROs neste tecido. Assim, de maneira resumida, embora os indivíduos do ponto DA não tenham apresentado os maiores valores de IBR, em todos os agrupamentos avaliados no compartimento 2 e, em ambas as estações, tanto o sistema antioxidante quanto o de biotransformação hepáticos estão sendo mobilizados, indicando condição de estresse ambiental e a presença de substâncias e/ou elementos tóxicos que estão promovendo o aumento da EROs e radicais livres (Tabela 47).

Tabela 47 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (CAT, GPx e GST) hepático de peixes capturados no compartimento 2



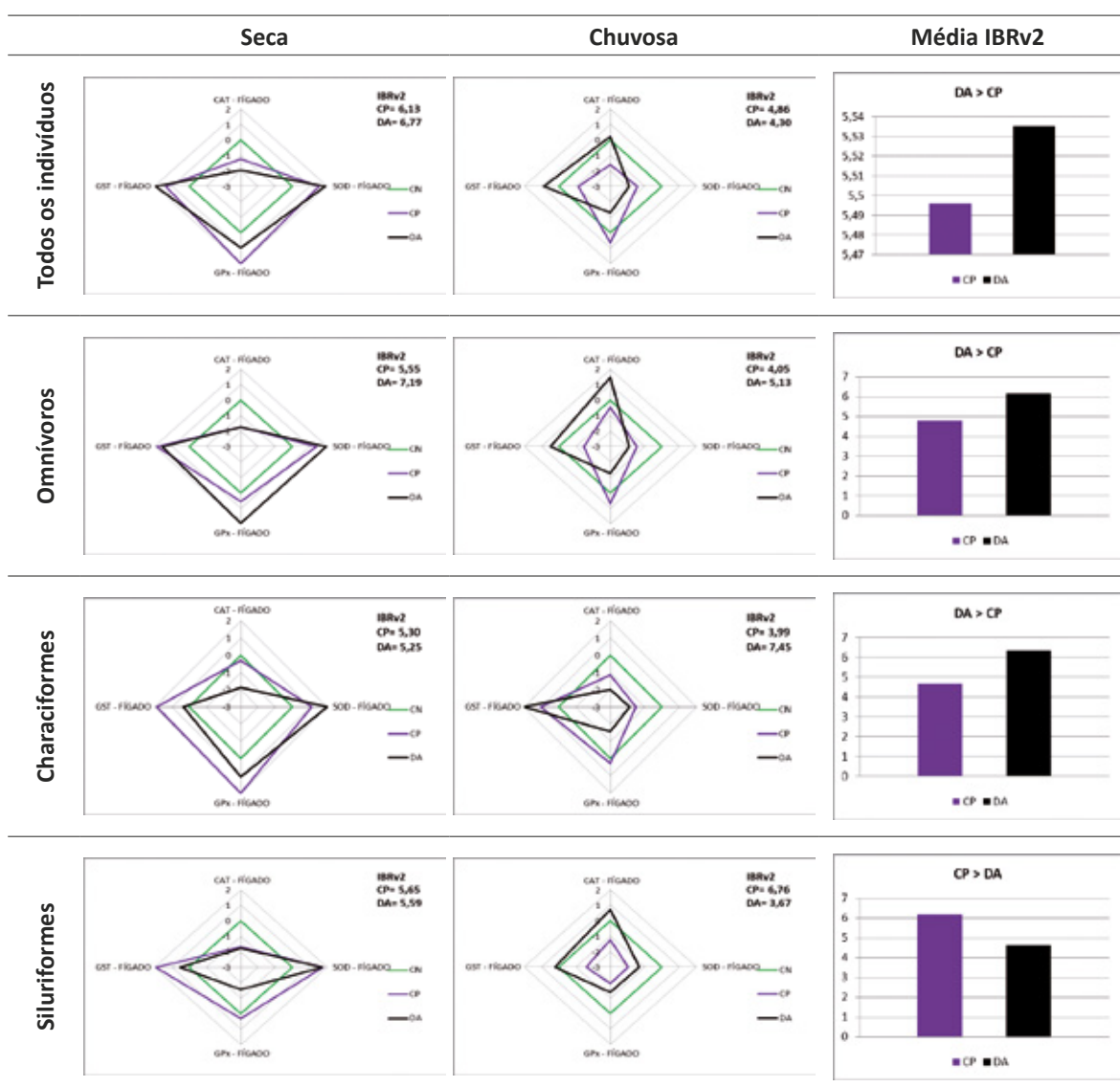
No compartimento 3, se considerada a média dos resultados obtidos para todo o período amostral através do IBRv2, independentemente do agrupamento avaliado, os indivíduos capturados no ponto DA foram os que apresentaram maiores prejuízos nos sistemas antioxidante e de biotransformação hepáticos, exceto se avaliado os indivíduos agrupados na ordem Siluriformes do ponto CP que apresentaram o maior valor de IBR para todo o período amostral (Tabela 48).

Do mesmo modo, se considerada cada uma das estações, a maior mobilização dos sistemas antioxidante e de biotransformação ocorreu nos indivíduos do capturados no ponto DA, com especial prejuízo observado nos organismos Siluriformes deste ponto amostral, onde além da diminuição da atividade da CAT hepática, houve redução na atividade da GPx. Embora o aumento da atividade da SOD observada nestes indivíduos indique também aumento na produção de H_2O_2 , que demandaria maior atividade da CAT e/ou GPx, pode-se inferir que estes animais estavam enfrentando um estado de estresse oxidativo em decorrência do aumento de EROs e radicais livres, o que pode refletir em danos às macromoléculas do tecido hepático. Na estação chuvosa, novamente, os indivíduos do ponto DA, independentemente do agrupamento avaliado, apresentaram maior mobilização de ambos os sistemas hepáticos, no entanto, nesta estação a resposta dos Characiformes merece destaque, uma vez que neste grupo foi observado aumento da atividade do sistema de biotransformação, manifestado pela enzima GST, enquanto os demais marcadores do sistema antioxidante (SOD, CAT e GPx) estavam com suas atividades reduzidas, indicando que os mecanismos de defesa antioxidante foram prejudicados, o

que permitiria também a ocorrência de danos oxidativos em macromoléculas por meio da presença de excesso de EROs e radicais livres (Tabela 48).

Com base nestes resultados é possível verificar que em todos os compartimentos do ambiente continental há mobilização dos sistemas de defesa do organismo, ou seja, dos sistemas antioxidante e de biotransformação. Porém, as maiores alterações foram identificadas nos peixes capturados no ponto DA e, em alguns compartimentos ou agrupamentos avaliados, no ponto CP. Tal condição indica que os peixes capturados nestes pontos estão expostos a condições capazes de desencadear estresse oxidativo que, devido a redução da resposta e alguns dos biomarcadores avaliados, podem levar os animais a apresentarem danos em macromoléculas devido a ação de EROs e radicais livres presentes em quantidades superiores as toleráveis fisiologicamente.

Tabela 48 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas antioxidante e de biotransformação (SOD, CAT, GPx e GST) hepático de peixes capturados no compartimento 3

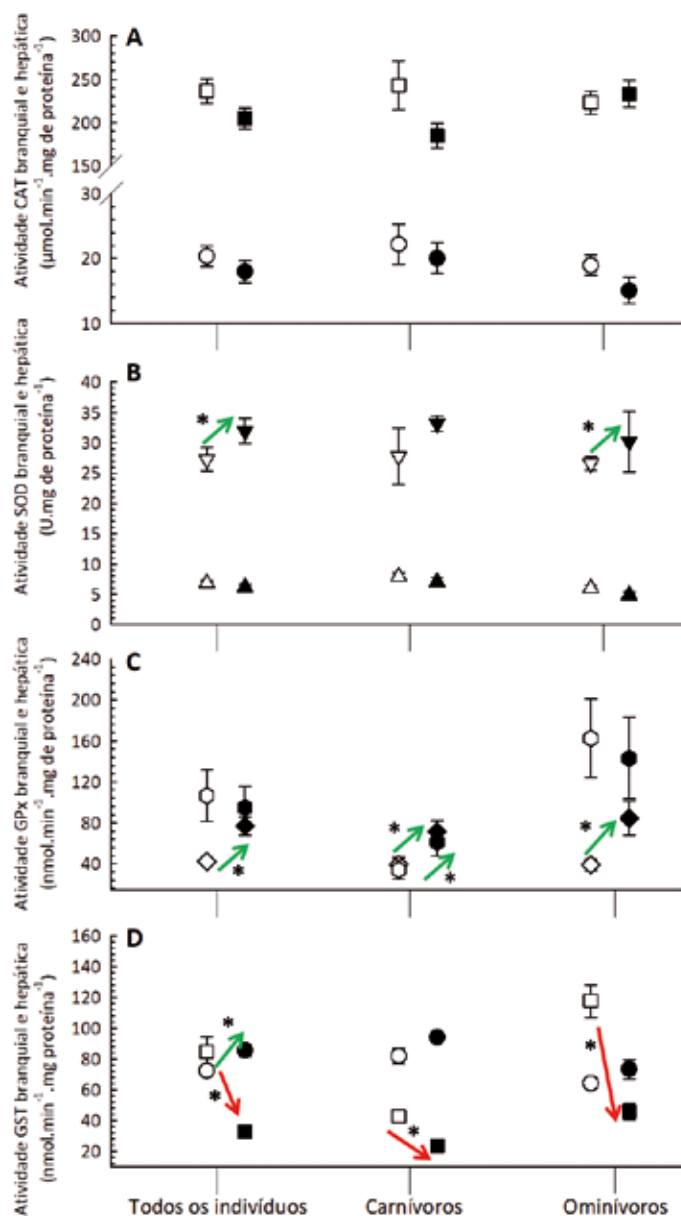


Nos peixes capturados no estuário não houve diferença na atividade da enzima CAT branquial ou hepática, bem como da SOD branquial, entre as estações seca e chuvosa, independentemente da forma de agrupamento (todos os indivíduos ou hábitos alimentares) avaliada (Figura 221A). No entanto, a SOD hepática se apresentou aumentada na estação chuvosa em comparação à seca (Figura 221B). Em contrapartida, os peixes capturados no estuário, apresentaram aumento na atividade da GPx branquial sem que houvesse alteração na atividade desta mesma enzima no fígado (Figura 221C). Apresentaram, ainda, redução da atividade da enzima GST branquial na estação chuvosa em comparação à seca, enquanto um padrão inverso foi observado para esta mesma enzima no fígado, ou seja, aumento na estação chuvosa em comparação à seca (Figura 221D).

Quando os peixes foram separados quanto aos hábitos alimentares, não foi identificada alteração na SOD branquial e hepática de peixes carnívoros, porém, os peixes omnívoros apesar de não apresentarem alteração na SOD branquial, apresentam maior atividade desta enzima no fígado na estação chuvosa em comparação à seca (Figura 221B). Quanto à GPx, os peixes carnívoros apresentaram maior atividade desta enzima tanto nas brânquias quanto no fígado, enquanto os peixes omnívoros apresentaram aumento na atividade desta mesma enzima nas brânquias sem que houvesse alteração no fígado dos peixes capturados no estuário nas estações seca e chuvosa, respectivamente (Figura 221C). Verificou-se, ainda, que tanto os carnívoros quanto os omnívoros apresentam redução na atividade da GST branquial na estação chuvosa em comparação à seca, porém, sem alteração na GST hepática (Figura 221D).

Com base nestes resultados é possível identificar que as maiores atividades das enzimas pertencentes ao sistema antioxidante, tanto nas brânquias quanto no fígado, foram observadas na estação chuvosa, o que demonstra estímulo à produção de EROs e radicais livres nesta estação, provavelmente em decorrência da remobilização e maior disponibilidade de contaminantes na área estudada. Em contrapartida, o sistema de biotransformação, representado pela GST, apresentou maior atividade, nas brânquias, dos peixes capturados na estação seca. Essas respostas indicam que as diferentes estações exercem diferentes influências sobre a capacidade de defesa dos organismos.

Figura 221 – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados nos peixes capturados no compartimento 4, nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Catalase (CAT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Superóxido dismutase (SOD) branquial (triângulo) e hepática (triângulo invertido); C – Glutaciona peroxidase (GPx) branquial (losango) e hepática (hexágono); D – Glutaciona S-tranferase (GST) branquial (quadrado) e hepática (círculo).



* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução e setas verdes indicam aumento na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação áqueles caopturados na estação seca. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Os peixes capturados no mar, quando avaliados em conjunto, não apresentaram diferença na atividade das enzimas CAT e SOD branquial entre os pontos localizados mais próximos da costa, porém, apresentaram maior atividade da enzima CAT e menor atividade da SOD branquial nos exemplares capturados no ponto 2 em relação aos exemplares capturados nos demais pontos distantes da costa (4 e 6) (Figura 222 A e B).

Os peixes agrupados na ordem Perciformes apresentaram aumento na atividade da CAT branquial dos exemplares capturados no ponto 6 em comparação ao ponto 4, porém, sem alteração na atividade da SOD branquial entre os pontos, independentemente da distância avaliada (Figura 222A). Os peixes agrupados na ordem Siluriformes, por sua vez, não apresentaram diferença entre os pontos localizados mais próximos da costa, porém, tiveram os exemplares capturados no ponto 2 com maior atividade da enzima CAT e menor atividade da SOD branquial que os peixes dos demais pontos distantes da costa (4 e 6) (Figura 222A e B).

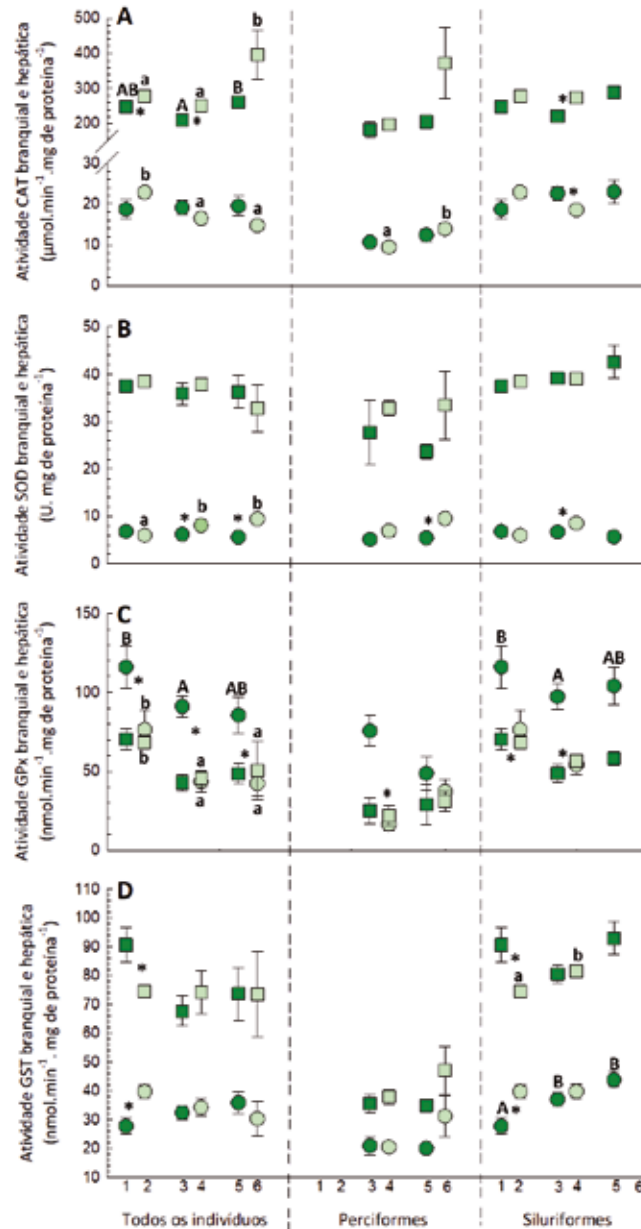
Na comparação entre pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6), os peixes quando avaliados em conjunto ou agrupados na ordem Perciformes não apresentaram diferenças, porém, para os Siluriformes capturados no ponto 3, foi identificado aumento na atividade da CAT branquial em relação aos capturados no ponto 4 (Figura 222A). Para a atividade da SOD branquial dos peixes avaliados em conjunto houve aumento na atividade dos peixes capturados nos pontos 4 e 6 (distantes da costa) em relação aos obtidos nos pontos 3 e 5 (próximos da costa). Para Perciformes, houve aumento da SOD branquial dos peixes capturados no ponto 6 em relação aos obtidos no ponto 5 e, para Siluriformes, aumento nos peixes capturados no ponto 4 em relação aos capturados no ponto 3 (Figura 222B). Para CAT hepática, quando os peixes foram avaliados em conjunto, apresentaram menor atividade no ponto 3 em relação ao ponto 5 (ambos localizados próximos da costa), e entre os pontos 1 e 3 em relação ao ponto 5 na comparação entre os peixes capturados nos pontos mais distantes da costa. Os peixes agrupados como Perciformes não apresentaram diferença na atividade hepática da CAT entre os pontos, independentemente da distância avaliada. Os Siluriformes apesar de não apresentarem alteração na atividade hepática da CAT nos pontos próximos da costa, apresentaram aumento na atividade desta enzima no ponto 2 em relação ao ponto 4 (pontos mais distantes da costa). Na comparação entre pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6), os peixes quando avaliados em conjunto apresentaram redução da atividade da CAT hepática nos pontos 1 e 3 em relação aos pontos 2 e 4, respectivamente. Perciformes não apresentaram diferenças, enquanto, Siluriformes tiveram aumento da atividade desta enzima no fígado dos exemplares capturados no ponto 3 em relação ao ponto 4 (Figura 222A). Não houve alteração na atividade da SOD hepática independentemente do agrupamento, pontos ou distâncias avaliadas (Figura 222B).

Quando avaliada a atividade da GPx branquial, os peixes analisados em conjunto não apresentaram diferença entre os pontos próximos da costa, mas apresentaram aumento na atividade desta enzima nos peixes capturados no ponto 2 em relação aos peixes dos pontos 4 e 6 (todos distantes da costa). Houve maior atividade da GPx branquial nos peixes capturados em todos os pontos próximos da costa (1, 3 e 5) quanto comparados aos pontos distantes da costa (2, 4 e 6), respectivamente. Perciformes apresentaram apenas diferença entre o ponto 3 em comparação ao ponto 4, com maior atividade da GPx branquial no ponto 3 (próximo da costa). Siluriformes também só apresentaram diferença na

comparação entre os pontos próximos em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6), com maior atividade desta enzima nos pontos próximos (1 e 3) quanto comparados aos distantes (2 e 4), respectivamente. Na análise da GPx hepática, os peixes analisados em conjunto apresentaram aumento da atividade desta enzima no ponto 1 em relação ao ponto 3 quando comparados os pontos próximos da costa e no ponto 2 em relação aos pontos 4 e 6 quando comparados os pontos distantes da costa. Do mesmo modo, para Siluriformes, também houve aumento da atividade da GPx hepática dos peixes capturados no ponto 1 em relação aos obtidos no ponto 3, quando comparados os pontos próximos da costa. Para as demais comparações, não foram identificadas alterações independentemente do agrupamento realizado (Figura 222C).

Com relação à atividade da GST, quando os peixes foram avaliados em conjunto tiveram apenas redução na atividade da GST branquial dos peixes capturados no ponto 1 (próximo da costa) em comparação ao ponto 2 (distantes da costa). O padrão inverso foi verificado para a GST hepática, onde houve aumento na atividade da GST nos peixes do ponto 1 em relação aos capturados no ponto 2. Perciformes não apresentaram nenhuma alteração na atividade da GST branquial e hepática, independentemente do tipo de comparação realizada. Siluriformes, no entanto, apresentaram redução na atividade da GST branquial nos animais capturados no ponto 1 em relação aos animais capturados no ponto 3 e 5, quando comparados os pontos mais próximos da costa e, no ponto 1 em relação ao ponto 2 quando comparados os pontos próximos em relação ao seu respectivo ponto distante da costa. Para a GST hepática, os Siluriformes apresentaram redução na atividade enzimática nos peixes capturados no ponto 2 em comparação ao ponto 4 (ambos mais afastados da costa) e aumento na GST hepática dos peixes capturados no ponto 1 em relação ao ponto 2 quando comparados os pontos próximos em relação ao seu respectivo ponto distante da costa (Figura 222D). Estes resultados permitem concluir que os peixes capturados em ambas as localidades do mar (distante ou próximo da costa) apresentam alterações nos sistemas antioxidante e de biotransformação, sendo o sistema de biotransformação especialmente afetado nos Siluriformes. É válido ressaltar ainda, que as atividades das enzimas CAT hepática e SOD branquial apresentaram menores atividades nos peixes capturados próximos da costa, enquanto o inverso foi observado para a atividade da GPx hepática, ou seja, menor atividade nos peixes capturados distante da costa.

Figura 222 – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde claro) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde escuro) da costa. A – Catalase (CAT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Superóxido dismutase (SOD) branquial (círculo) e hepática (quadrado); C – Glutaciona peroxidase (GPx) branquial (círculo) e hepática (quadrado); D – Glutaciona S-transferase (GST) branquial (círculo) e hepática (quadrado).



Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais distantes da costa (20 km; 2, 4 e 6); Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais próximos à costa (5 km; 2, 4 e 6); * indica diferença significativa nas respostas observadas entre os indivíduos dos pontos próximos e distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Novamente como observado para os demais biomarcadores avaliados nos peixes capturados em toda a extensão avaliada, ambos os sistemas sofreram alterações. Porém, os resultados aqui apresentados não puderam ser comparados com estudos pretéritos, uma vez que até o momento não foram realizados estudos que avaliaram as respostas destes biomarcadores, seja na porção continental ou na porção estuarina e marinha do rio Doce. O único estudo que avaliou biomarcadores relacionados aos sistemas antioxidantes e de biotransformação foi o desenvolvido por Souza et al. (2013) na baía de Vitória que, embora não seja pertencente a bacia do rio Doce, pode ser utilizada para comparação por apresentar níveis de contaminação bastante elevados, especialmente por metais e metalóides. Assim, os resultados apresentados pelos peixes capturados ao longo e toda a extensão acometida pela passagem da onda lama e, especialmente pelos peixes capturados no compartimento 4 e 5, são bastante similares aos previamente identificados por Souza et al. (2013), corroborando a ativação e/ou inibição de algumas enzimas em resposta a presença de contaminação por metais e semimetais, os quais são amplamente conhecidos por gerar EROs e radicais livres em concentrações superiores as toleradas fisiologicamente (COGO et al., 2009; MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009; SOUZA et al., 2013). Do mesmo modo, o estudo realizado por Cagnin (2013), em laboratório, para avaliação dos efeitos do As, sendo este um elemento amplamente encontrado na região estuarina e marinha adjacente à foz do rio Doce, em exemplares de *C. parallelus*, também identificou drásticos prejuízos ao sistema antioxidante. Portanto, independentemente do compartimento, as alterações nestes biomarcadores corroboram a necessidade de monitoramento dos efeitos dos diferentes elementos disponíveis na região sobre os peixes, uma vez que estas alterações, especialmente no que se trata de redução no sistema antioxidante, representam danos graves à saúde dos mesmos e podem evoluir para prejuízos drásticos às macromoléculas ao longo do tempo através de processos como peroxidação lipídica; oxidação da cadeia lateral de aminoácidos (especialmente cisteína); formação de ligações cruzadas entre proteínas; fragmentação protéica pela oxidação de seu esqueleto peptídico; dano do DNA; quebra das fitas do DNA (COGO et al., 2009; MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009; SOUZA et al., 2013).

f) Alterações em sistemas não enzimáticos (biomarcadores: GSH, MT e LPO)

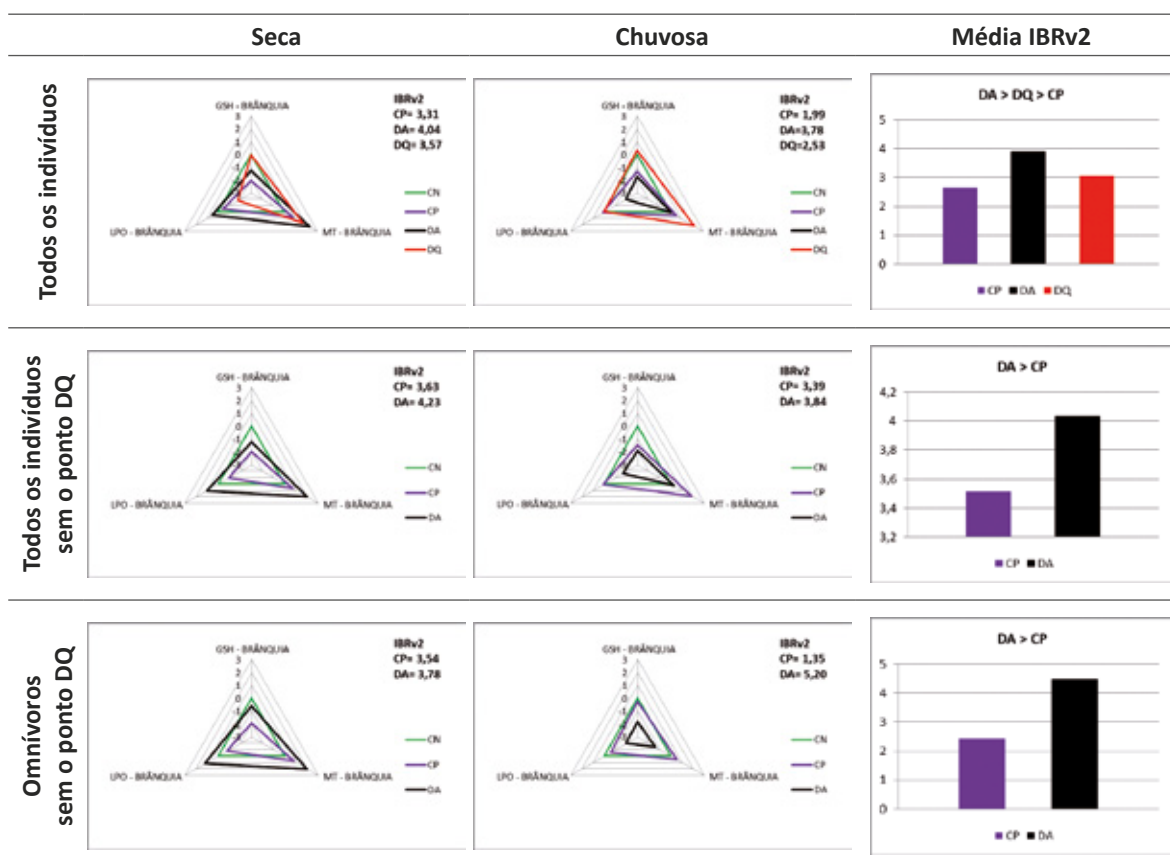
Além das enzimas atuantes no sistema antioxidante, outras moléculas não enzimáticas também desempenham papel fundamental na manutenção das concentrações de EROs e radicais livres. Dentre essas moléculas, a GSH se destaca tanto por estar presente em grande abundância nas células quanto por atuar de diferentes maneiras na degradação dessas moléculas oxidantes. As principais formas de atuação da GSH são como co-fator enzimático para enzimas como as GSTs e a GPx ou como doador de elétrons para os radicais livres, neutralizando-os (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; (LIMÓN-PACHECO; GONSEBATT, 2009; MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009; DUGMONITS et al., 2013) oxygen is essential for efficient energy production but paradoxically, produces chronic toxic stress in cells. Diverse protective systems must exist to enable adaptation to oxidative environments. Oxidative stress (OS. Outras moléculas não enzimáticas, de especial importância em organismos expostos a contaminantes ambientais, especialmente metais, são as metalotioneínas (MT). Estas proteínas citosólicas são responsáveis pela homeostase de alguns metais essenciais, como o Cu e o Zn, no entanto, também desempenham a importante função de desintoxicação de metais não essenciais, assim como atuam na eliminação de radicais livres (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; BUICO et al., 2008; HALLIWELL, 2016) a wide array of bioaccumulation markers and biomarkers, used to demonstrate

exposure to and effects of environmental contaminants, has been discussed in relation to their feasibility in environmental risk assessment (ERA. A indução da síntese de metalotioneínas está relacionada à ligação de metais aos grupamentos tiol dos resíduos de cisteína presente em sua cadeia de aminoácidos (VIARENGO, 1989; VIARENGO et al., 1997).

Na ausência de uma atuação eficiente dessas moléculas e dos demais sistemas de defesa do organismo, a exposição a estressores ambientais e, conseqüentemente o aumento na produção de EROs e radicais livres pode desencadear danos como a peroxidação lipídica ou lipoperoxidação (LPO). A lipoperoxidação pode ser definida como um efeito citotóxico promovido por uma cascata de eventos bioquímicos que acontece em decorrência da interação entre radicais livres e EROs com os lipídeos (ácidos graxos poli-insaturados) presentes nas membranas celulares, que acarretam na perda da fluidez e aumento da permeabilidade da mesma, bem como em inúmeros danos às células e suas funções, inclusive culminando em danos irreversíveis às células afetadas ou ainda morte celular (LIMA; ABDALLA, 2001; WILHELM FILHO et al., 2001; DORVAL et al., 2003; PANDEY et al., 2003; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; GÜL et al., 2004; HERMES-LIMA, 2004; MONSERRAT et al., 2007; CRAFFORD; AVENANT-OLDEWAGE, 2010; HALLIWELL, 2016).

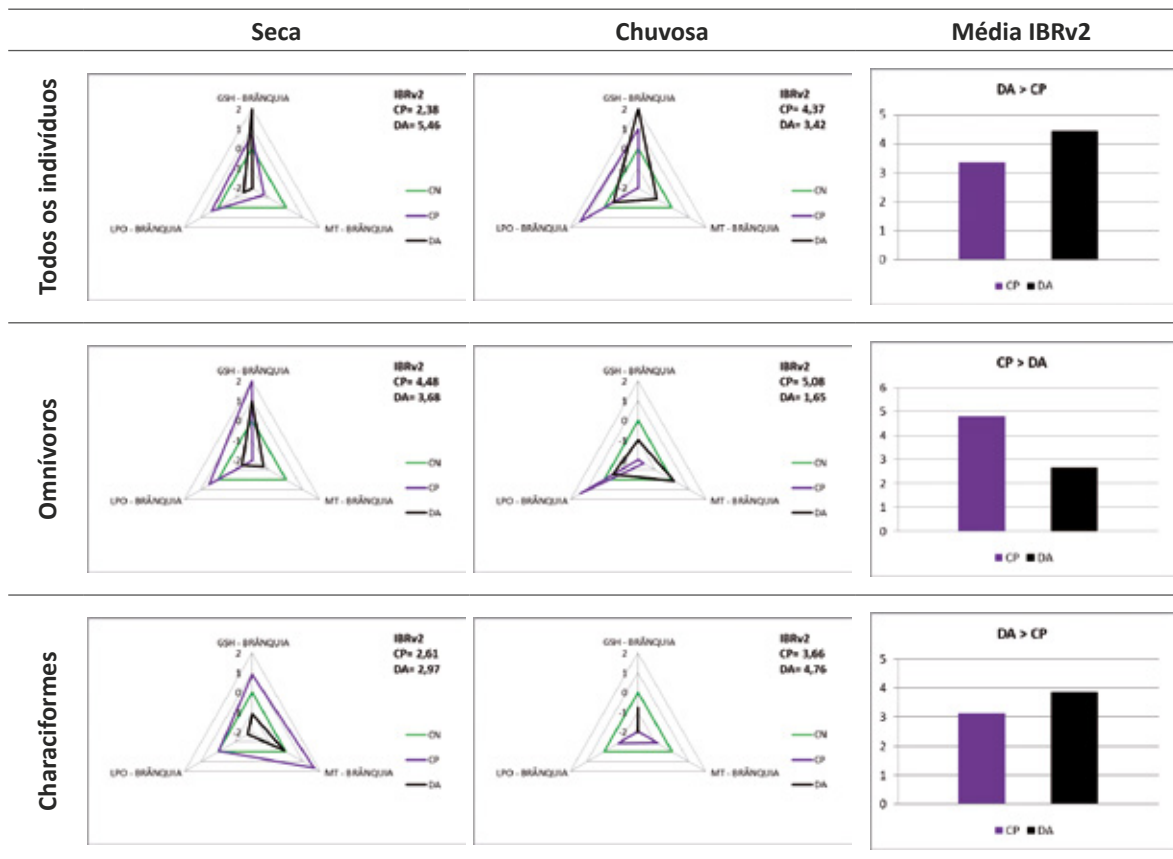
No compartimento 1, a avaliação dos biomarcadores não enzimáticos (GSH, MT e LPO) demonstra que os peixes capturados nos pontos DA e DQ foram os mais afetados, independentemente dos agrupamentos avaliados, tanto se considerada a média do período amostral quando cada uma das estações. Vale ressaltar que a MT, cujas principais funções são desintoxicação de metais e remoção de EROs e radicais livres, está aumentada nos animais destes dois pontos na estação seca e, naqueles do ponto DQ, tanto na estação seca quanto na estação chuvosa, indicando maior biodisponibilidade de metais no período seco para os animais capturados no ponto DA, e em ambas as estações para os peixes capturados no ponto DQ. Na estação seca, no entanto, observa-se que nos peixes capturados no ponto DQ além do aumento nas concentrações de MT também houve aumento nas concentrações de GSH, assim, sendo esta a principal molécula antioxidante, supõe-se que o aporte de EROs e radicais livres estivesse aumentado nestes animais (Tabela 49). Neste caso, fica claro que a presença de contaminantes metálicos está promovendo a mobilização do sistema antioxidante, e embora as enzimas deste sistema estejam com suas atividades reduzidas, como pode ser observado na Tabela 49, o mesmo está eficientemente prevenindo a ocorrência e danos em lipídios neste tecido, como pode ser observado pelo reduzido nível de peroxidação lipídica identificada nestes indivíduos. Nos organismos do ponto DA, também na estação seca, independentemente do agrupamento avaliado pode ser constatado que o sistema antioxidante não está prevenindo o dano em lipídios, o que pode estar diretamente ligado à diminuição das concentrações de GSH no tecido branquial, associado ainda à diminuição da atividade da GPx neste mesmo tecido (Tabela 43 e Tabela 49), uma vez que além de atuar diretamente na eliminação de EROs e radicais, a GSH também é cofator enzimático para a atividade da GPx.

Tabela 49 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) branquial de peixes capturados no compartimento 1



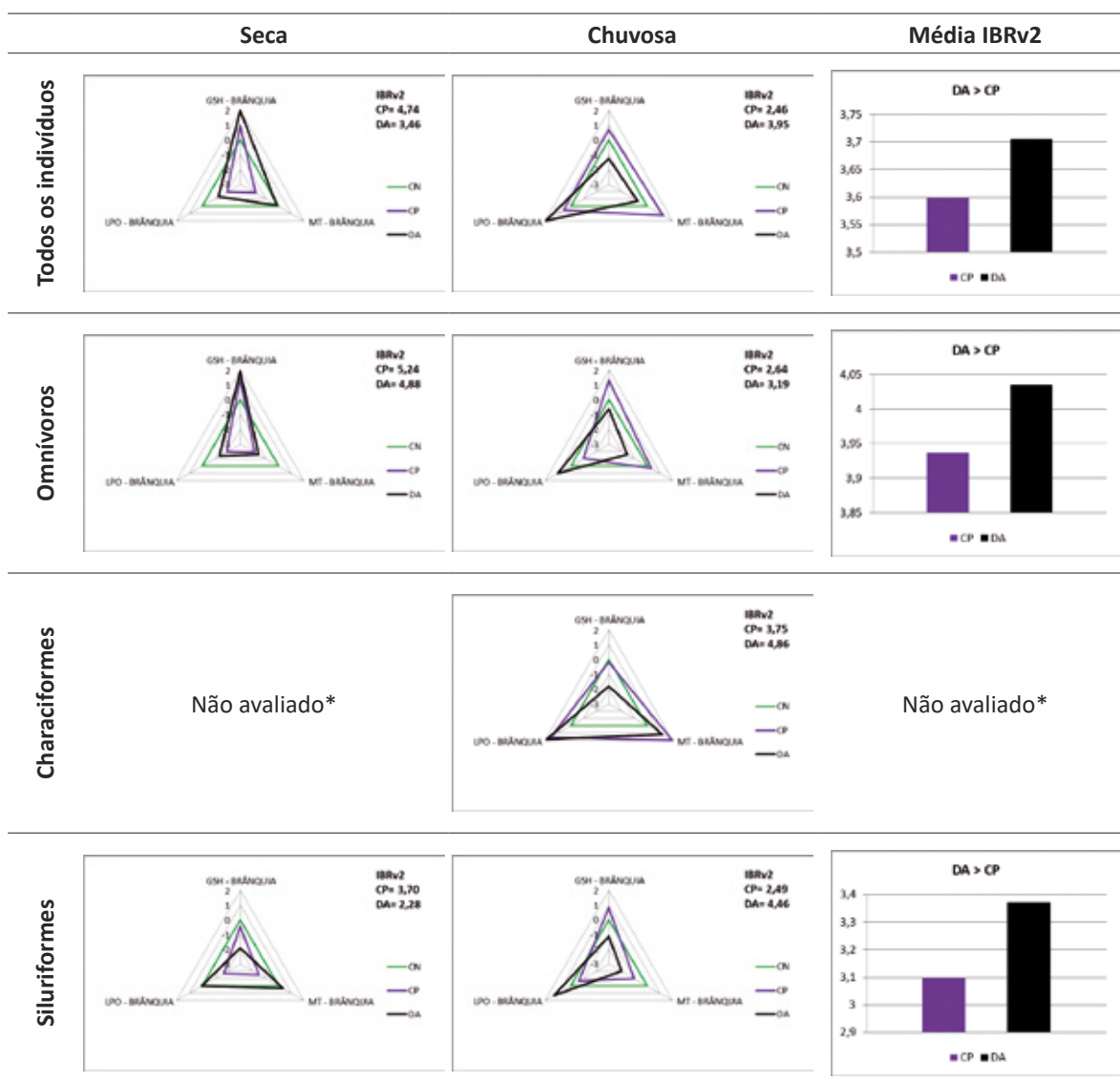
No compartimento 2, para os organismos avaliados em conjunto, assim como para o agrupamento dos Characiformes, na avaliação do período total amostrado as maiores alterações nos biomarcadores não-enzimáticos nas brânquias foram observadas para os indivíduos do ponto DA, ao passo que no agrupamento dos animais omnívoros os organismos do ponto CP foram os mais afetados (Tabela 50). No geral, tanto para os indivíduos do ponto CP quanto para os do ponto DA pode ser observado, exceto para os Characiformes do ponto CP na estação seca, que as concentrações de MT não foram alteradas ou então se encontram reduzidas. Outra observação importante é que embora não tenha ocorrido aumento da concentração destas proteínas, as concentrações de GSH se encontraram elevadas em ambas as estações nos organismos dos pontos CP e DA na avaliação conjunta dos animais, bem como para os omnívoros na estação seca, indicando a mobilização do sistema antioxidante para a prevenção do dano promovido por EROs e radicais livres (Tabela 50). Ainda, diante das observações nos indivíduos deste compartimento, vale ressaltar que a LPO esteve reduzida em todas as situações avaliadas para os indivíduos do ponto DA (Tabela 50), o que pode indicar ausência de dano aos lipídios nestes indivíduos, no entanto, como foi evidenciado, houve aumento expressivo da atividade da GST (Tabela 44), e sendo esta enzima capaz também de atuar na degradação de hidroperóxidos provenientes de fosfolipídios de membrana, este pode ser o mecanismo responsável pela diminuição da LPO, e não simplesmente a ausência de dano aos lipídeos de membrana.

Tabela 50 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) branquial de peixes capturados no compartimento 2



No compartimento 3, na avaliação do período total amostrado, para todos os agrupamentos avaliados, as maiores alterações foram observadas nos indivíduos capturados no ponto DA, no entanto, assim como observado para o compartimento 2, não houve alteração ou houve redução nas concentrações de MT nos indivíduos capturados neste ponto, em ambas as estações, exceto para os Characiformes na estação chuvosa, onde as concentrações de MT se apresentaram elevadas (Tabela 51). Além disso, na estação seca pode ser observado que a LPO também não foi alterada ou então esteve reduzida (Tabela 51), o que novamente pode estar associado ao aumento significativo da atividade da GST branquial nestes mesmos indivíduos (Tabela 45). Ainda, para todos os indivíduos avaliados em conjunto e para os omnívoros, a presença de elevadas concentrações de GSH pode também ser um fator influenciando a ausência de danos nos indivíduos do ponto DA, na estação seca, uma vez que a GSH atua na eliminação de EROs e radicais livres que poderiam promover o dano oxidativo aos lipídios de membrana. Na estação chuvosa, no entanto, para os organismos do ponto DA, em todos os agrupamentos avaliados, foi observado o aumento da LPO, indicando dano ao tecido branquial nestes indivíduos, sendo este dano possivelmente promovido pelo decréscimo nas concentrações da molécula antioxidante GSH (Tabela 51), associada à redução da atividade da SOD branquial também observada nestes indivíduos (Tabela 45), o que indica que o sistema antioxidante branquial está sendo prejudicado pela presença de contaminantes ambientais neste compartimento.

Tabela 51 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBRv2) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) branquial de peixes capturados no compartimento 3

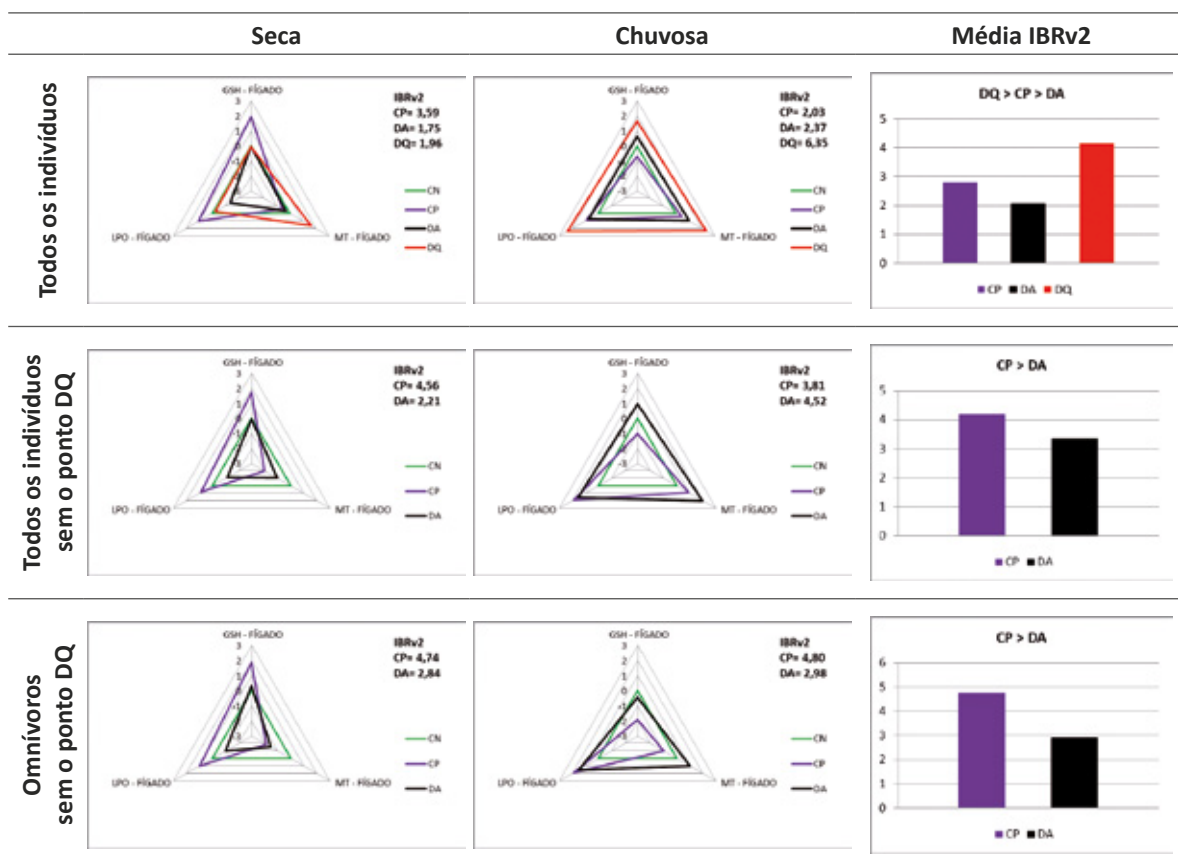


*devido à ausência de detecção da LPO branquial nos indivíduos Characiformes do ponto DA, na estação seca, não foi possível realizar o cálculo do IBRv2 de maneira a ser comparado com o mesmo grupo na estação chuvosa, assim como não foi possível calcular a média do IBRv2 para este agrupamento no período amostrado.

No compartimento 1, na avaliação de todo o período amostral, pode ser observado que os animais capturados no ponto DQ apresentaram as maiores alterações nos biomarcadores não enzimáticos do fígado. Este resultado reflete o expressivo aumento observado tanto para a MT, quanto para a GSH e para a LPO nos indivíduos deste ponto amostral na estação chuvosa (Tabela 52), indicando que a presença de contaminantes metálicos biodisponíveis estava acentuada neste ponto na estação em questão e, embora o sistema antioxidante estivesse sendo mobilizado, o que pode ser observado pelo aumento da concentração de GSH hepática (Tabela 52) e da atividade da CAT neste mesmo tecido (Tabela 46), o mesmo não foi capaz de prevenir a ocorrência de dano aos lipídios de membrana. Ainda, para os indivíduos do ponto DQ pode ser observado um forte indício da presença de elementos metálicos no tecido hepático também na estação seca uma vez que a concentração de

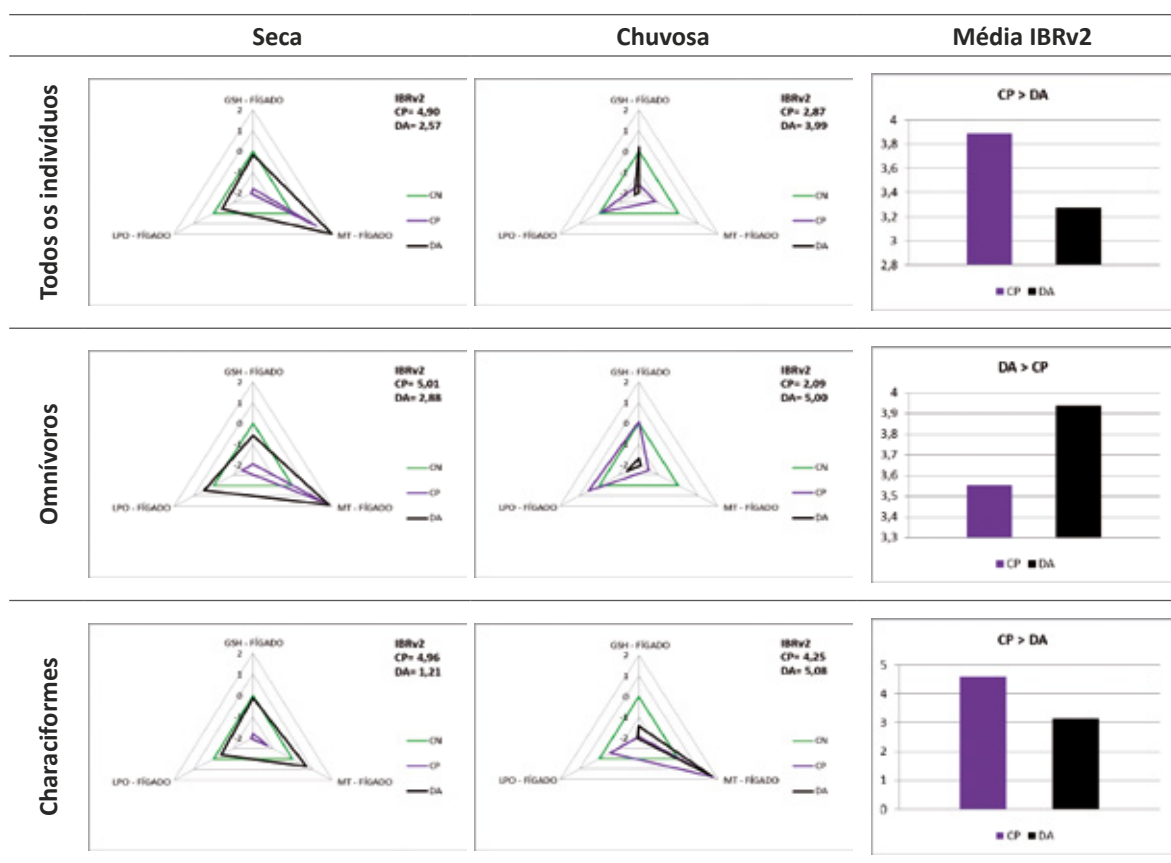
MT se encontra elevada nestes animais (Tabela 52). Nos indivíduos capturados no ponto CP, por sua vez, diferentes respostas foram observadas em cada uma das estações amostradas, com redução das concentrações de MT e da LPO na estação seca, e aumento destes mesmos biomarcadores na estação chuvosa (Tabela 52), e aqui, novamente as alterações na LPO podem estar relacionadas às alterações observadas na atividade da GST hepática nestes mesmos organismos (Tabela 46), uma vez que naqueles indivíduos onde houve aumento da atividade da GST pode ser observada a diminuição da LPO (estação seca), enquanto naqueles em que houve diminuição da atividade da GST, a LPO se apresentou elevada (estação chuvosa).

Tabela 52 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBRv2) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) hepático de peixes capturados no compartimento 1.



No compartimento 2, quando os peixes foram avaliados em conjunto ou agrupados na ordem Characiformes, os animais do ponto CP apresentaram as maiores alterações na avaliação de todo o período amostral, enquanto que quando agrupados pelo hábito alimentar omnívoro, os indivíduos do ponto DA foram os que apresentaram as maiores alterações. Além disso, quando as duas estações são avaliadas separadamente, observa-se que na estação chuvosa, independentemente do agrupamento avaliado, os peixes capturados no ponto DA foram os que apresentaram maiores alterações nos biomarcadores não enzimáticos no fígado, ainda nesta estação, pode-se observar que a maior parte dos biomarcadores não enzimáticos apresentaram redução no fígado dos peixes capturados neste ponto, exceto para os peixes agrupados na ordem Characiformes, onde houve aumento da concentração de MT e, para os peixes avaliados em conjunto neste mesmo ponto, os quais apresentaram um pequeno aumento da concentração de GSH. Na estação seca, por sua vez, há indicativo da presença de espécies metálicas contaminando o tecido hepático dos animais capturados no ponto DA devido ao aumento da concentração de MT (Tabela 53)

Tabela 53 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) hepático de peixes capturados no compartimento 2

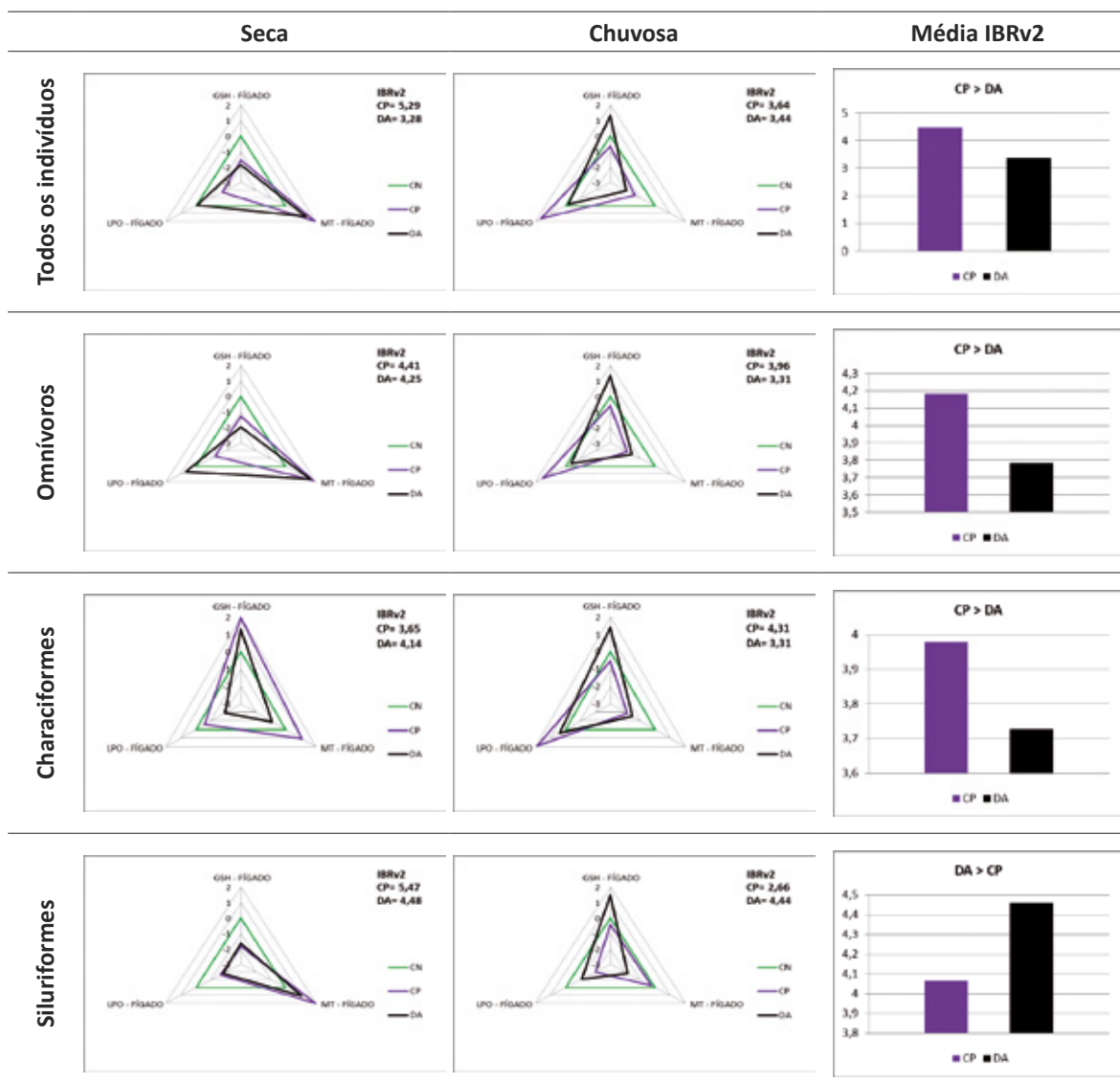


Considerando a média de todo o período amostral, no compartimento 3, exceto para o agrupamento dos Siluriformes, os peixes capturados no ponto CP foram os que apresentaram as maiores alterações nos biomarcadores não enzimáticos determinados no fígado. Quando analisadas as duas estações, individualmente, observa-se que os organismos do ponto DA foram os mais afetados, especialmente quando observadas as respostas apresentadas por estes biomarcadores nos peixes agrupados na ordem Characiformes na estação seca e, na ordem Siluriformes na estação chuvosa (Tabela 54).

Na estação seca, observa-se ainda, que tanto os indivíduos do ponto CP quanto aqueles do ponto DA apresentaram aumento na concentração de MT e diminuição da concentração de GSH, independentemente do agrupamento avaliado, exceto para os Characiformes que apresentaram uma resposta inversa, com diminuição da concentração de MT e aumento da concentração de GSH (Tabela 54). Na estação chuvosa, por sua vez, foi observada nos indivíduos capturados no ponto DA, a diminuição da concentração de MT e aumento da concentração de GSH em todos os agrupamentos avaliados. Em relação à LPO pode-se observar que quando avaliados em conjunto, os peixes capturados no ponto DA não apresentam alteração neste parâmetro em ambas as estações. No entanto, na estação seca, este biomarcador esteve elevado nos omnívoros e reduzido nos Characiformes. Para Siluriformes houve redução da LPO em ambas as estações (Tabela 54).

Todos os biomarcadores não enzimáticos apresentaram diferenças nos pontos DA e/ou DQ em relação aos pontos controle (CN e/ou CP) em todos os compartimentos (1, 2 e 3) avaliados. Houve clara influência sazonal sobre o padrão de resposta dos biomarcadores de ambos os tecidos (brânquia e fígado) avaliados. As alterações mais expressivas foram observadas na estação chuvosa, exceto no compartimento 2 onde algumas alterações foram identificadas também para a estação seca. Especificamente para a GSH foi possível identificar uma inversão de padrão entre as respostas em cada tecido, por exemplo, houve aumento na concentração na brânquia na estação chuvosa acompanhado da redução nos níveis hepáticos. Em relação às concentrações de MT e LPO, tanto nas brânquias quanto no fígado, de maneira geral, a MT esteve aumentada na estação seca, enquanto a LPO esteve aumentada na estação chuvosa, indicando relação inversa entre estas duas respostas.

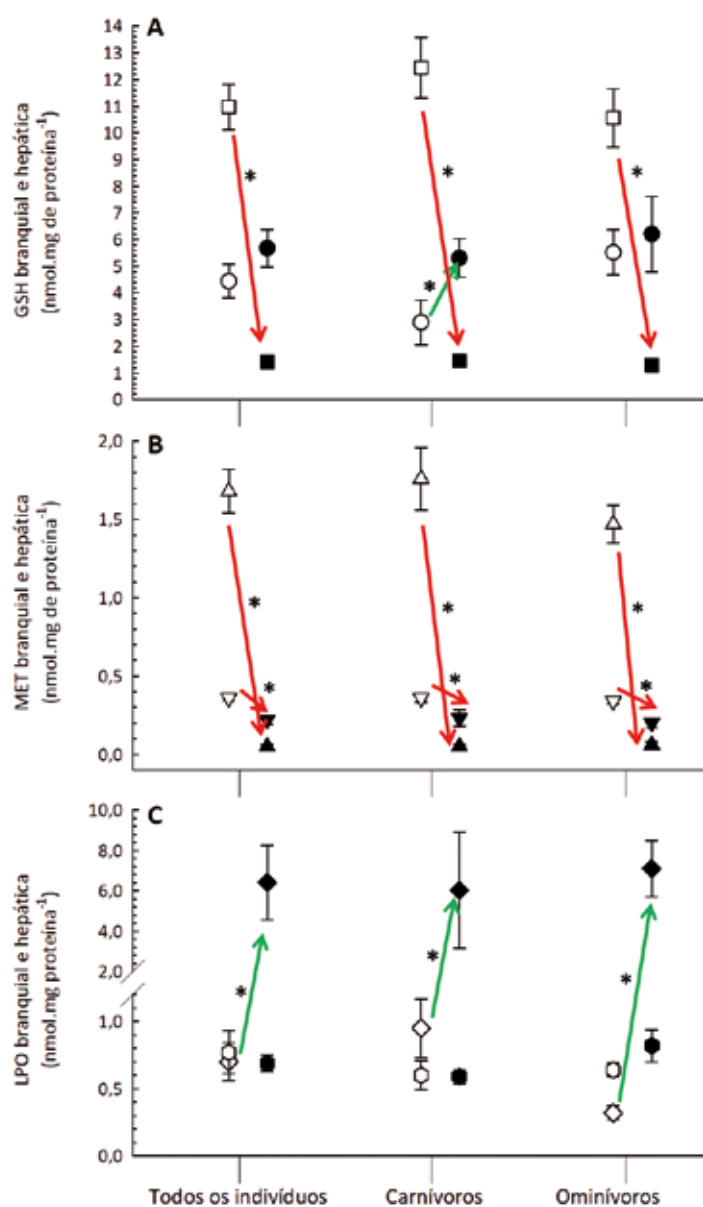
Tabela 54 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) dos sistemas não enzimáticos (GSH, MT e LPO) hepáticos de peixes capturados no compartimento 3



Não houve diferença na GSH branquial dos peixes capturados no estuário entre as estações seca e chuvosa quando avaliados em conjunto ou agrupados como omnívoros, porém, houve aumento da GSH branquial dos peixes carnívoros na estação chuvosa em relação à seca. No entanto, houve redução da GSH hepática na estação chuvosa em relação à seca, para todos os peixes capturados no estuário, independentemente da forma de agrupamento (todos os indivíduos ou hábitos alimentares) avaliada (Figura 223A). Do mesmo modo, todos os peixes capturados no estuário, independentemente da forma de agrupamento, apresentaram redução da metalotioneína branquial e hepática na estação chuvosa em comparação à seca (Figura 223B). Todos os peixes capturados no estuário, independentemente da forma de agrupamento (todos os indivíduos ou hábitos alimentares), apresentaram aumento da LPO no tecido branquial na estação chuvosa em comparação à seca, porém, sem alteração deste mesmo biomarcador no fígado (Figura 223C).

Estes resultados indicam uma influência direta dos contaminantes presentes no ambiente sobre a disponibilidade da principal molécula do sistema antioxidante, ou seja, da GSH hepática, na estação chuvosa, uma vez que não há alterações nos sistemas antioxidante e de biotransformação neste tecido que justifiquem a redução na concentração dessa molécula como observado nas Figura 221. Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados nos peixes capturados no compartimento 4, nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Catalase (CAT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Superóxido dismutase (SOD) branquial (triângulo) e hepática (triângulo invertido); C – Glutathione peroxidase (GPx) branquial (losango) e hepática (hexágono); D – Glutathione S-transferase (GST) branquial (quadrado) e hepática (círculo). Essa condição, associada a redução na concentração de metalotioneínas, também atuante no sistema antioxidante e na defesa contra efeitos de elementos metálicos, corrobora a ocorrência do dano de peroxidação lipídica observado nesta mesma estação (Figura 223).

Figura 223 – Biomarcadores dos sistemas não enzimáticos de peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Glutathiona reduzida (GSH) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Metalotioneínas (MT) branquial (triângulo) e hepática (triângulo invertido); C – Peroxidação lipídica (LPO) branquial (losango) e hepática (hexágono)



* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução e setas verdes indicam aumento na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação àqueles capturados na estação seca. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

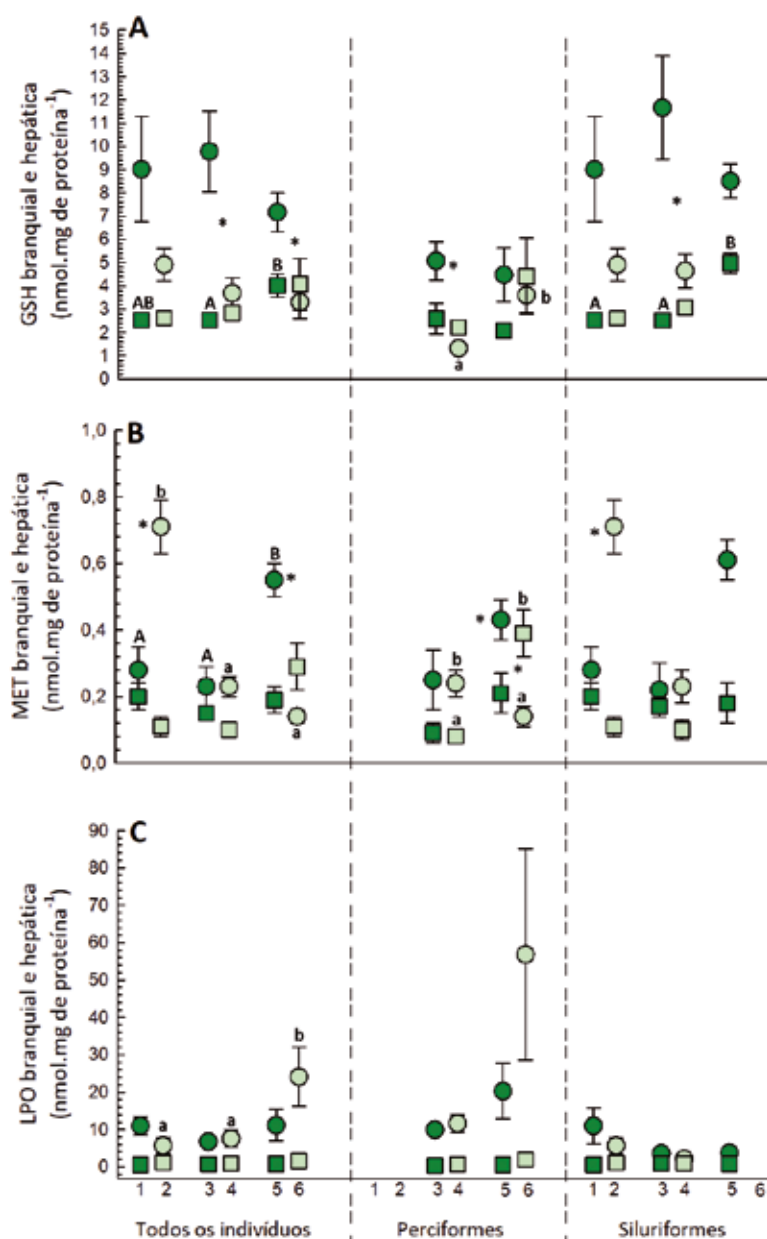
Os peixes capturados no mar quando avaliados em conjunto, apresentaram diferença na concentração de GSH branquial apenas na comparação entre os pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6), onde houve aumento na concentração desta molécula nos peixes capturados nos pontos 3 e 5 em relação aos obtidos pontos 4 e 6, respectivamente. Perciformes apresentaram aumento na concentração desta molécula nos peixes capturados no ponto 6 em relação aos obtidos no ponto 4, na comparação entre os pontos mais distantes da costa e, nos peixes capturados no ponto 3 em relação aos do ponto 4 na comparação entre os pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Siluriformes, por sua vez, apresentaram apenas diferença entre os peixes capturados no ponto 3 em relação aos do ponto 4 na comparação entre os pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Para a GSH hepática, a única diferença identificada foi na comparação entre os pontos próximos da costa, onde os animais capturados no ponto 5 apresentaram elevada concentração quando comparado aos animais capturados no ponto 3, no caso dos peixes avaliados em conjunto e, nos pontos 1 e 3 quando avaliados o grupo dos Siluriformes (Figura 224A).

Tanto para os peixes avaliados em conjunto quanto para os Siluriformes, houve aumento na metalotioneína branquial (MT) dos peixes capturados nos pontos 2 e 5 em relação aos obtidos nos demais pontos próximos (1 e 3) e distantes (4 e 6) da costa, respectivamente. Para Perciformes, houve diferença apenas entre os pontos 4 e 6 distantes da costa, onde a MT branquial dos animais capturados no ponto 4 foi maior que os obtidos no ponto 6. Na comparação entre os pontos próximos da costa em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6), para os peixes avaliados em conjunto e para os Siluriformes houve aumento da MT branquial dos animais capturados no ponto 2 em relação ao ponto 1 e, para os peixes avaliados em conjunto e Perciformes houve aumento da MT branquial dos animais capturados no ponto 5 em relação aos do ponto 6. Para a MT hepática não houve diferença para os peixes avaliados em conjunto e Siluriformes, independentemente dos pontos ou distâncias avaliadas. Para Perciformes, os animais capturados no ponto 6 apresentaram aumento na MT hepática em relação aos animais capturados no ponto 4 e, na comparação entre os pontos próximos e distantes da costa, os animais capturados no ponto 5 apresentaram menor MT hepática que os capturados no ponto 6 (Figura 224B).

Quando avaliados em conjunto, os peixes capturados no mar apresentaram apenas aumento na peroxidação lipídica branquial na comparação entre os pontos distantes da costa. Nesta condição, os peixes capturados no ponto 6 apresentaram maior dano lipídico que os capturados nos pontos 2 e 4. Apesar disso, não foi identificada alteração na LPO branquial e hepática quando os peixes foram agrupados por ordem, independentemente dos pontos ou distâncias avaliadas (Figura 224C). É importante ressaltar que a comparação realizada para os resultados apresentados pelos peixes capturados nos diferentes pontos do ambiente marinho foi apenas espacial (comparação entre os pontos) e, portanto, a ausência de diferença nos níveis de LPO apresentado pelos animais dos diferentes pontos amostrados não indica ausência do dano lipídico, uma vez que os sistemas antioxidante e de biotransformação, bem como as concentrações de GSH e MT foram alteradas.

Figura 224 – Biomarcadores dos sistemas não enzimáticos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde claro) quanto nos

distantes (20 km; símbolos verde escuro) da costa. A – Glutathiona reduzida (GSH) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Metalotioneínas (MT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); C – Peroxidação lipídica (LPO) branquial (círculo) e hepática (quadrado).



Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais distantes da costa (20 km; 2, 4 e 6); Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais próximos à costa (5 km; 2, 4 e 6); * indica diferença significativa nas respostas observadas entre os indivíduos dos pontos próximos e distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Nossos resultados demonstram claro comprometimento das respostas dos biomarcadores não enzimáticos, bem como danos lipídicos nos tecidos avaliados nos peixes capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, especialmente nos peixes capturados nos pontos que tiveram contato direto com a mesma (pontos denominados DA) e corroboram a ocorrência de danos lipídicos causados pela exposição a metais e semimetais como, por exemplo, os danos que

ocorreram em exemplares de *C. parallelus* expostos ao As em salinidades de 5 e 25‰, nos quais foram observados danos lipídicos na ordem de aproximadamente 15 $\mu\text{mol.mg}$ de proteína⁻¹ (CAGNIN, 2013). Corroboram, principalmente, os resultados observados por outros estudos que avaliaram a ocorrência de danos lipídicos tanto em peixes quanto em outros organismos capturados nos compartimentos 3, 4 e 5, desde a chegada da onda de lama, os quais já apontavam que o padrão de dano lipídico observado coincidia com o padrão espacial de distribuição e de concentração de metais e semimetais (FAURG, 2016a; ICMBio, 2016 a; b; d; e; f). Desta forma, além de confirmarem a influência da pluma sobre a biota aquática local, estes resultados indicam que os metais e semimetais estão disponíveis para assimilação e, que o estresse oxidativo nestes organismos está associado, ao menos em parte, aos níveis de contaminação existente na água (FAURG, 2016a; ICMBio, 2016 a; b; d; e; f).

g) Genotoxicidade e Mutagenicidade (biomarcadores: ensaio cometa, MN e ANEs)

Poluentes podem causar efeitos deletérios em células somáticas ou germinativas de diferentes organismos (BAJPAYEE; KUMAR; DHAWAN, 2016) e, conseqüentemente, induzir a formação de alterações na integridade e funcionamento da molécula de DNA. As quebras nas ligações dessa macromolécula são lesões pré-mutagênicas e, portanto, biomarcadores sensíveis de danos que possam ser transmitidas às gerações futuras (SINGH et al., 1988). O teste de cometa é um ensaio bastante sensível para esta avaliação permitindo detectar, de forma eficiente, alterações na molécula de DNA, em células individuais, em decorrência da exposição à diferentes poluentes ambientais (OHE; WATANABE; WAKABAYASHI, 2004; CEMELI; BAUMGARTNER; ANDERSON, 2009). Trata-se de um método aplicável a uma ampla gama de espécies e que tem a vantagem de detectar e quantificar a exposição a moléculas genotóxicas, de forma aguda ou crônica, configurando um biomarcador preditivo à problemas ambientais futuros, como danos ecológicos irreversíveis (SOUZA; FONTANETTI, 2012; FRENZILLI; BEAN; LYONS, 2016).

O teste de micronúcleo também é considerado um excelente marcador. Este teste é aplicado para mensuração de aberrações cromossômicas (CAMPANA et al., 2003), uma vez que a formação dessas ocorre durante o processo de divisão celular. Durante a anáfase as cromátides e fragmentos cromossômicos acêntricos acabam não sendo transportados pela fibra do fuso aos polos opostos, enquanto os fragmentos com centrômero o são. Após a telófase, os cromossomos sem danos são incluídos nos núcleos de cada uma das células filhas, enquanto alguns elementos, geralmente muito pequenos, ficam dispersos no citoplasma formando os micronúcleos (SCHIMD, 1975). Associada à avaliação da presença de MN pode-se também avaliar a morfologia nuclear, identificando e quantificando diferentes tipos de alterações morfológicas nos núcleos de eritrócitos (ou anormalidades nucleares), as quais são considerados biomarcadores de genotoxicidade.

Para o cálculo do IBRv2 nos compartimentos 1, 2 e 3, foram consideradas apenas as respostas dos biomarcadores de escore de dano em DNA (ensaio cometa) e de frequência de ANE. Desta forma, no compartimento 1, observa-se que tanto os animais capturados no ponto DQ quanto do ponto DA foram os que apresentaram as maiores diferenças em relação ao controle, na estação seca (Tabela 55). No entanto, é válido ressaltar que estes altos valores de IBR refletem a diminuição nos parâmetros avaliados, ou seja, refletem diminuição tanto do escore de dano no DNA quanto da frequência de ANE nestes indivíduos, assim como pode ser observado no Apêndice I – Figura 25.

Tabela 55 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de genotoxicidade e mutagenicidade (escore de dano ao DNA, MN e ANEs) de peixes capturados no compartimento 1

	Ponto	Seca	Chuvosa	Média IBRv2
Todos os indivíduos	CP	1,76		
	DA	2,63	Não avaliado*	Não avaliado*
	DQ	4,08		
Todos os indivíduos sem o ponto DQ	CP	2,17		
	DA	3,21	Não avaliado*	Não avaliado*
Omnívoros sem o ponto DQ	CP	2,08		
	DA	3,27	Não avaliado*	Não avaliado*

* ausência de resultados cometa do ponto DA na estação chuvosa, uma vez que todas as amostras deste ponto apresentaram células inviáveis.

No compartimento 2, quando avaliados os peixes agrupados pelo hábito alimentar omnívoro ou pela ordem Characiformes ao longo de todo o período amostral, observa-se que as maiores alterações também ocorreram nos indivíduos capturados no ponto DA, com diferentes respostas para cada uma das estações em cada um dos agrupamentos. Na estação seca, o maior valor de IBR observado para os animais do ponto DA, quando avaliados em conjunto ou agrupados pelo hábito alimentar omnívoro, reflete o aumento do escore de dano no DNA observado para estes animais (Tabela 56 e Apêndice I – Figura 27). Na estação chuvosa, por sua vez, os animais da ordem Characiformes, capturados no ponto DA, foram os que apresentaram o maior valor de IBR, refletindo o aumento tanto no escore de dano no DA quanto o aumento na frequência de ANEs observada nestes indivíduos (Apêndice I – Figura 28). Em ambos os casos descritos, observa-se que os animais que apresentaram prejuízos nos biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade, também apresentaram severos prejuízos no sistema antioxidante branquial e/ou hepático, confirmando que estes indivíduos se encontram sob estresse ambiental decorrente da exposição à contaminantes e, que seus sistemas de defesa estão prejudicados de forma que danos no material genético não estão sendo eficazmente prevenidos.

Tabela 56 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de genotoxicidade e mutagenicidade (escore de dano ao DNA, MN e ANEs) de peixes capturados no compartimento 2

	Ponto	Seca	Chuvosa	Média IBRv2
Todos os indivíduos	CP	2,56	3,46	3,01
	DA	2,74	1,60	2,17
Omnívoros	CP	1,94	2,99	2,46
	DA	3,32	2,45	2,88
Characiformes	CP	2,19	1,65	1,92
	DA	1,80	2,30	2,05

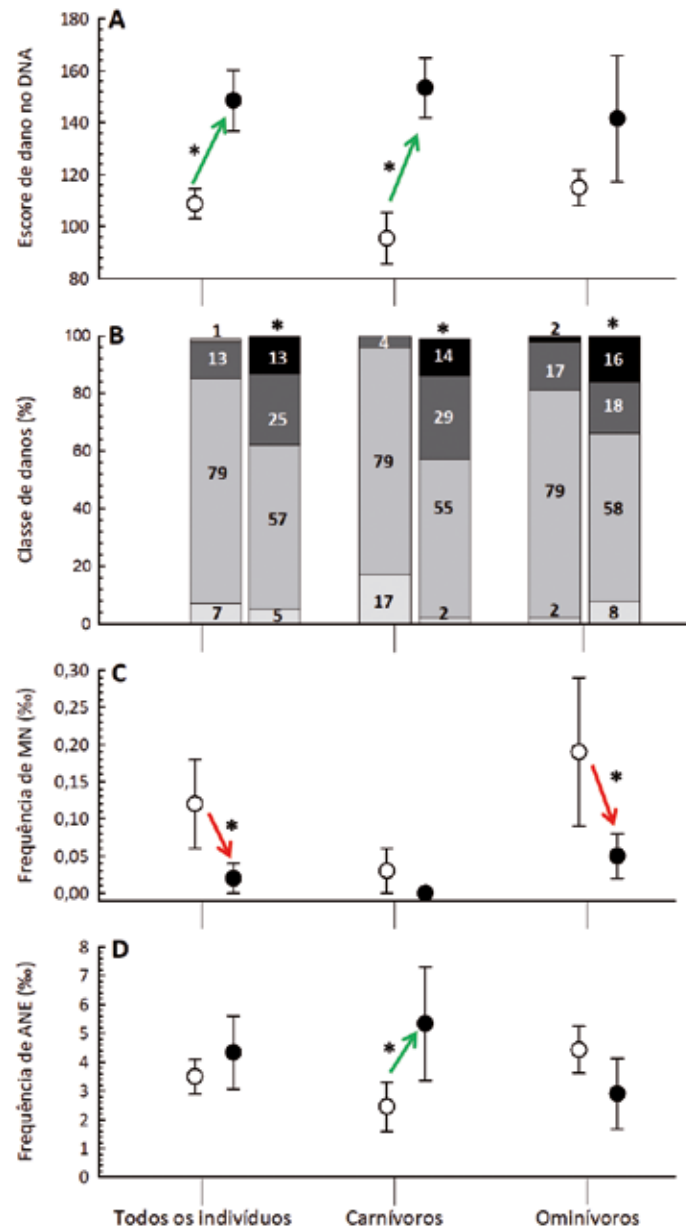
No compartimento 3, foi observado maior valor de IBR para os peixes capturados no ponto DA ao longo de todo o período amostral, exceto para os peixes agrupados pelo hábito alimentar omnívoro, que apresentaram maior valor de IBR no ponto CP (Tabela 57). Em ambos os casos, os elevados valores médios de IBR representam o padrão de resposta observados em cada uma das estações avaliadas. Além disso, representam o aumento do escore de dano ao DNA e/ou o aumento da frequência de ANEs (Apêndice I – Figuras 29 e 30), o que indica que os organismos capturados no ponto DA apresentam prejuízos nos sistemas de defesa enzimáticos e não enzimáticos, tanto branquial quanto hepático, os quais resultam em danos às macromoléculas, assim como observados para estes animais através de alterações na LPO (Tabela 53, Tabela 54 e Apêndice I – Figuras 23 e 24) e no material genético (Apêndice I – Figuras 29 e 30).

Tabela 57 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de genotoxicidade e mutagenicidade (escore de dano ao DNA, MN e ANEs) de peixes capturados no compartimento 3

	Ponto	Seca	Chuvosa	Média IBRv2
Todos os indivíduos	CP	1,60	2,73	2,16
	DA	3,57	2,92	3,24
Omnívoros	CP	2,94	2,36	2,65
	DA	0,84	2,34	1,59
Characiformes	CP	1,80	3,09	2,44
	DA	2,27	3,52	2,89
Siluriformes	CP	2,27	1,20	1,73
	DA	3,13	3,51	3,32

Os peixes capturados no estuário, quando avaliados em conjunto, apresentaram maiores escores de danos de DNA, assim como, alteração na diferenciação das classes de danos, uma vez que os animais passaram a apresentar maior porcentagem de danos da classe 2 e 3 na estação chuvosa (Figura 225 A e B, respectivamente). Em contrapartida, houve redução na frequência de ocorrência no número de MN, nos peixes capturados na estação chuvosa em relação à seca, embora sem nenhuma alteração na frequência de ANEs (Figura 225 C e D). Quando estes peixes foram separados quanto aos seus hábitos alimentares foi possível identificar que os peixes carnívoros apresentaram aumento no escore de danos de DNA, assim como, diferenciação das classes desses danos, onde os animais passaram a apresentar maior porcentagem de danos da classe 2 e 3 na campanha chuvosa em comparação à estação seca (Figura 225 A e B). Do mesmo modo, houve aumento na frequência de ANEs na estação chuvosa em comparação à seca, porém, sem alteração na média da frequência de MN, as quais variam apenas entre $0,00 \pm 0,00$ e $0,03 \pm 0,03$ (Figura 225 D e C). Os peixes omnívoros, por sua vez, não apresentaram alteração no escore de danos de DNA, embora tenha ocorrido aumento na diferenciação das classes desses danos, onde os animais passaram a apresentar maior porcentagem de danos de classe 3 (Figura 225 A e B). Em contrapartida, estes peixes apresentaram redução frequência de MN mas sem diferenciação na frequência de ANEs na estação chuvosa em relação à seca (Figura 225 C e D, respectivamente). Esses resultados são compatíveis com a diminuição das respostas de defesa dos organismos, especialmente, pela diminuição na concentração de GSH hepática e da MT branquial e hepática (Figura 223A e B, respectivamente), resultando nos danos evidenciados nas macromoléculas (LPO e escore de dano no DNA; Figura 223 C e Figura 225 A, respectivamente).

Figura 225 – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados nos peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Escore de dano em DNA (ensaio cometa); B – Porcentagem das classes de dano no DNA (ensaio cometa): 0 (cinza claro), 1 (cinza médio), 2 (cinza escuro) e 3 (preto); C – Micronúcleos (MN); D – Alterações nucleares eritrocitárias (ANE).

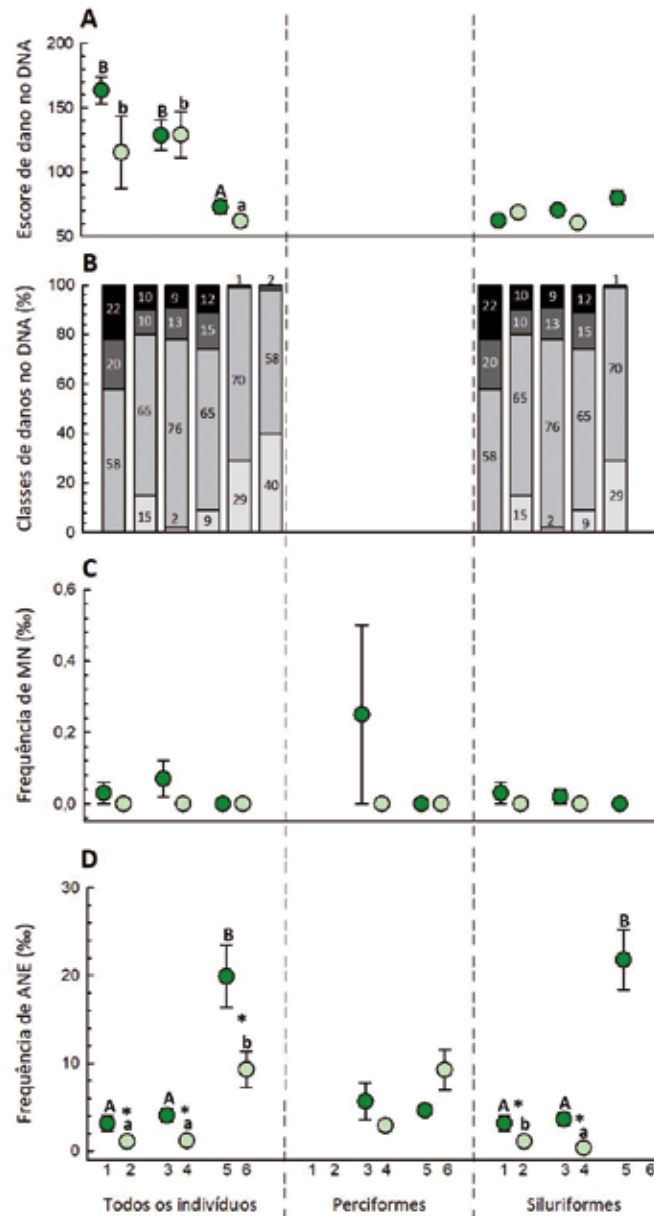


* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução e setas verdes indicam aumento na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação àqueles capturados na estação seca. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Os peixes capturados no mar foram avaliados em conjunto ou agrupados por ordem (Perciformes e Siluriformes). Quando avaliados em conjunto ou agrupados na ordem Siluriformes, os peixes capturados nos pontos 5 e 6 apresentaram menor escore de danos de DNA que os demais peixes capturados nos pontos localizados próximos (1 e 3) e distantes (2 e 4) da costa, respectivamente. Para Perciformes, não foi possível avaliar o escore de danos de DNA devido a maior parte das células estarem inviáveis para as análises o que, provavelmente, indica maior comprometimento destes organismos. Não houve diferença entre os escores de danos de DNA na comparação entre os pontos próximos em relação aos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6) independentemente da forma como os peixes foram agrupados (Figura 226A). No entanto, foi possível identificar piora nas classes de danos de DNA, com aumentos de danos das classes 1,2 e 3 em todos os pontos avaliados (Figura 226B), independentemente do agrupamento ou distância avaliada. Apesar disso, não houve alteração na frequência de MN independentemente dos pontos ou distâncias avaliadas (Figura 226C).

Quanto a frequência de ANEs, quando avaliados em conjunto, os peixes capturados nos pontos 5 e 6 apresentaram maior frequência de ANEs que os demais peixes capturados nos pontos localizados próximos (1 e 3) e distantes (2 e 4) da costa, respectivamente. Para Perciformes, não foi identificada alteração na frequência de ANEs entre os pontos, independentemente da distância avaliada. Para Siluriformes houve maior frequência de ANEs dos exemplares capturados no ponto 5 em relação aos peixes dos demais pontos próximos da costa (1 e 3) e nos exemplares do ponto 2 em relação aos peixes do ponto 4, mais distante da costa. Tanto os peixes avaliados em conjunto quanto aqueles agrupados na ordem Siluriformes apresentaram maior frequência de ANEs nos pontos próximos da costa (1, 3 e 5) quando comparados aos pontos distantes da costa (2, 4 e 6) (Figura 226D). Em resumo, para os peixes marinhos capturados nos pontos localizados ao norte da foz do rio Doce (pontos 5 e 6) observa-se maior frequência de ANEs, enquanto nos demais pontos observa-se maiores escores de dano ao DNA (Figura 226). Apesar disso, independentemente da localidade avaliada estes organismos apresentaram danos ao material genético corroborando as alterações previamente observadas nos demais biomarcadores avaliados, especialmente, nos biomarcadores relacionados aos sistemas antioxidantes e de biotransformação e nos biomarcadores não enzimáticos (Figura 222 e Figura 224).

Figura 226 – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagênica determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde claro) quanto nos pontos distantes (20 km; símbolos verde escuro) da costa. A – Escore de dano em DNA (ensaio cometa); B – Porcentagem das classes de dano no DNA (ensaio cometa): 0 (cinza claro), 1 (cinza médio), 2 (cinza escuro) e 3 (preto); C – Micronúcleos (MN); D – Alterações nucleares eritrocitárias (ANE).



Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais distantes da costa (20 km; 2, 4 e 6); Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais próximos à costa (5 km; 2, 4 e 6); * indica diferença significativa nas respostas observadas entre os indivíduos dos pontos próximos e distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Com base nos resultados apresentados para peixes dos diferentes compartimentos avaliados é possível verificar a ocorrência de danos ao material genético de todos os peixes capturados ao longo da extensão acometida, especialmente nos peixes capturados nos pontos dentro da APDL. Para a porção continental, nos três compartimentos avaliados, os prejuízos observados foram mais significativos na estação chuvosa. Nos compartimentos 1 e 2 as maiores alterações foram observadas nos peixes agrupados na ordem Characiformes, enquanto no compartimento 3, todos os agrupamentos avaliados (hábito alimentar ou ordens) apresentaram alterações. No estuário as alterações foram manifestadas em todos os organismos, mas, principalmente na estação chuvosa e nos peixes agrupados pelo hábito alimentar carnívoro, enquanto que no mar poucas alterações foram identificadas, mas estas, quando presentes, também foram significativas.

Não existem estudos pré-desastre que tenham avaliado danos de genotoxicidade e mutagênicos de peixes capturados ao longo de toda a extensão do rio Doce, incluindo sua porção estuarina (foz) e marinha. Os únicos estudos pretéritos ao desastre que avaliaram biomarcadores deste tipo foram realizados por Duarte et al. (2012) na lagoa Jacuném, localizada no município de Serra e, por Souza et al., (2013) na baía de Vitória. Duarte et al. (2012) identificaram que exemplares de tilápia (*Oreochromis niloticus*) apresentaram elevado número de MN e ANEs, assim como, grande perda da integridade do DNA (cometas de classes 1, 2, 3 e 4) quando submetidos à água da lagoa. Em contrapartida, Souza et al. (2013) não encontrou alterações no número de MN de exemplares de *C. parallelus*, embora tenha evidenciado aumento nas ANEs nos peixes capturados na baía de Vitória.

Logo após a ocorrência do desastre, mais precisamente no ano de 2016, dois estudos foram realizados na porção continental com o intuito de avaliar a potencialidade citotóxica, genotóxica e mutagênica de amostras de água, rejeito e solo coletadas ao longo da extensão acometida pela passagem da onda de lama. Vargas et al. (2016) avaliaram os possíveis efeitos genotóxicos e mutagênicos do sedimento recoberto por rejeito obtido em diferentes pontos do rio Doce, utilizando como bioindicador a espécie *Oreochromis niloticus* (tilápia). Para isso, no dia 22 de novembro de 2015, os pesquisadores percorreram o leito principal do rio Doce (acometido pelo desastre) e realizaram amostragens de sedimento em seis pontos: Ipatinga, MG; Governador Valadares, MG; Tumiritinga, MG; Aimorés, MG; Colatina, ES; Regência, ES. O material coletado foi levado ao laboratório e, após a diluição em água de clorada (proporção 1:16), os autores submeteram 35 espécimes de tilápia em tanques de 40 litros correspondente a cada uma das condições experimentais (= tanques com amostras dos pontos de coleta), por um período de 7 dias. Adicionalmente, os animais foram submetidos a um controle negativo (tanque somente com água de clorada, livre de sedimento de qualquer natureza, n=35) e um controle positivo (onde os peixes foram injetados com uma solução de colchicina 0,005% e mantidos em água de clorada, n=35) pelo mesmo período experimental. Ao final do período de exposição, todos os animais tiveram amostras de sangue analisadas quanto às alterações genéticas. Não foram encontrados eritrócitos micronucleados nos animais expostos ao sedimento de Regência e Ipatinga, e, embora tenham sido encontrados micronúcleos nos peixes submetidos aos sedimentos dos demais pontos, os valores encontrados não foram significativamente diferentes do controle negativo. Outras anormalidades nucleares foram encontradas nos peixes de todos os pontos ao longo do rio Doce. Nos peixes submetidos ao sedimento de Regência e Ipatinga, essas anormalidades foram, inclusive, superiores as encontradas para os peixes submetidos ao controle positivo. Com base nesses resultados,

os pesquisadores concluem que o rejeito de minério despejado sobre a calha do rio Doce apresenta potencial genotóxico, ou seja, apresenta a capacidade de causar alterações na estrutura do DNA e induzir a formação de anormalidades nucleares.

Segura et al. (2016) também realizaram um estudo na região do desastre, menos de um mês após a ocorrência do mesmo, no dia 28 de novembro de 2015, quando coletaram 44 amostras, incluindo água, solo e rejeito na região de Bento Rodrigues, a mais afetada pela onda de lama. Os autores realizaram a caracterização química das amostras coletadas, além da avaliação dos efeitos citotóxico, genotóxico e mutagênico em dois modelos para estudos *in vitro*: células humanas do epitélio do carcinoma hepatocelular (HepG2) e células vegetais de cebola (*Allium cepa*). Para isso, os mesmos prepararam amostras de água e extratos das amostras de lama (rejeito) e solo e submeteram as células a estas condições por períodos entre 3 e 24h, dependendo do teste a ser realizado. Os autores identificaram que tanto as amostras de água quanto as de solubilizado de solo e lama inibiram a capacidade de crescimento das células humanas HepG2, além de causarem aumento significativo nos danos ao DNA. Especificamente, o solubilizado da amostra de lama obtida do ponto 04, causou aumento no número de micronúcleos. No entanto, não houve indícios dessas alterações em células submetidas as amostras de água deste ponto. As análises das células vegetais de *A. cepa*, por sua vez, indicaram redução nos índices de germinação e redução do processo de divisão celular. Além disso, foram observadas alterações genotóxicas em células submetidas às amostras de solo e de água coletadas no córrego Ouro Fino (localizado ao norte de Bento Rodrigues; amostra 33), na estrada para Bento Rodrigues (amostra 19) e no rio da barragem da Samarco (amostra 07). Mutagenicidade foi observada em células expostas às amostras obtidas na colina e ao sul de Bento Rodrigues (amostras 15, 06, 05 e 04). Com base nestes resultados, os autores concluem que a alta fração mobilizável de metais e metaloides (Ba, As, Cd, Sr, Fe, Mn, Al e Pb) presentes nas amostras de rejeito, especialmente alumínio (Al), bário (Ba), ferro (Fe), estrôncio (Sr) e manganês (Mn) podem impactar diferentes compartimentos ambientais e causar danos a biota, conforme corroborado pelos danos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos encontrados tanto para amostra animal quanto vegetal.

Os resultados observados no presente estudo demonstram que os danos observados nos peixes capturados ao longo de toda a extensão avaliada e, especialmente nos pontos que foram acometidos diretamente pela passagem da onda de lama, são muito similares e, na maioria das vezes, até mesmo piores aos evidenciados pelos estudos supracitados, uma vez que foram observadas alterações nos escores e classes danos, além de ANEs em praticamente todos os organismos avaliados, independentemente do compartimento. Esses danos, assim como a LPO, correspondem a danos em macromoléculas, as quais só ocorrem diante da insuficiência de sistemas de defesa do organismo, como os sistemas antioxidante enzimáticos e não enzimáticos e de biotransformação (COGO et al., 2009; MARIANO; OBA; SILVA DE ASSIS, 2009; SOUZA et al., 2013), o que demonstra que o nível de contaminação ao longo de toda a extensão do rio Doce apresenta-se com maior complexidade e potencialidade tóxica.

a) Neurotoxicidade (biomarcador: AChE)

Um dos biomarcadores de neurotoxicidade mais empregados em avaliações de efeitos de contaminantes ambientais é a atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE). Esta enzima é amplamente expressa em cérebro, músculo e eritrócitos de peixes. A ação da AChE é de extrema importância, pois, ela degrada o neurotransmissor acetilcolina propagando o impulso nervoso entre os neurônios colinérgicos adjacentes, a placa motora e as junções neuromusculares, promovendo assim, o funcionamento adequado do sistema colinérgico responsável por diversas ações e reações sensoriais e motoras como, por exemplo, os movimentos de natação, reações de fuga e predação, essenciais à manutenção das espécies. A ação da AChE evita a propagação contínua do impulso nervoso, assim, a inativação desta acarretará em efeitos comportamentais como hiperatividade, asfixia e morte, decorrente de neurodegeneração, mudanças na estrutura do citoesqueleto e hiperfosforilação (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; CANAL; VIRGENS; VELHA, 2009; CAGNIN, 2013).

No compartimento 1, prejuízos às funções neurológicas foram identificadas tanto nos peixes capturados no ponto CP quanto nos peixes capturados no ponto DA, uma vez que as respostas manifestadas pela AChE, sejam elas redução ou aumento, indicam a ação de contaminantes neurotóxicos e, conseqüentemente, prejuízos às funções desencadeadas por esta enzima em todo o organismo. Tais prejuízos afetarão a transmissão dos impulsos nervosos e incapacitarão o animal de responder aos estímulos ambientais (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; CANAL; VIRGENS; VELHA, 2009; CAGNIN, 2013). Neste sentido, se considerada as respostas avaliadas na estação seca, independentemente do agrupamento avaliado (todos os indivíduos ou hábito alimentar omnívoro) as maiores alterações foram identificadas nos peixes capturados no ponto CP, que apresentaram os maiores valores de IBRv2. Em contrapartida, na estação chuvosa, as maiores alterações às funções neurológicas foram identificadas nos pontos DA e DQ (Tabela 58).

Tabela 58 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de neurotoxicidade (AChE muscular e cerebral) para os peixes capturados no compartimento 1

	Ponto	Seca	Chuvosa	Média IBRv2
Todos os indivíduos	CP	3,56	1,60	2,58
	DA	1,87	2,54	2,20
	DQ	0,85	2,24	1,54
Todos os indivíduos sem o ponto DQ	CP	3,62	1,50	2,56
	DA	1,82	2,44	2,13
Omnívoros sem o ponto DQ	CP	3,83	0,14	1,98
	DA	2,21	3,44	2,82

Nos compartimentos 2 (Tabela 59) e 3 (Tabela 60), independentemente do agrupamento realizado, se considerada a média da resposta dessa enzima ao longo do período amostral (IBRv2) as maiores alterações foram indentificadas nos peixes capturados no ponto CP. Essa resposta fica ainda mais evidente se observados os resultados apresentados pelos peixes capturados neste ponto em cada uma das estações, exceto para Characiformes do compartimento 2 na estação seca e do compartimento 3 na estação chuvosa (Tabela 59 e Tabela 60). Além disso, os piores efeitos, independentemente do compartimento, foram evidenciados na estação chuvosa, uma vez que tanto a atividade da AChE cerebral quanto muscular foram afetadas (Apêndice I – Figuras 33 a 36).

Tabela 59 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de neurotoxicidade (AChE muscular e cerebral) para os peixes capturados no compartimento 2

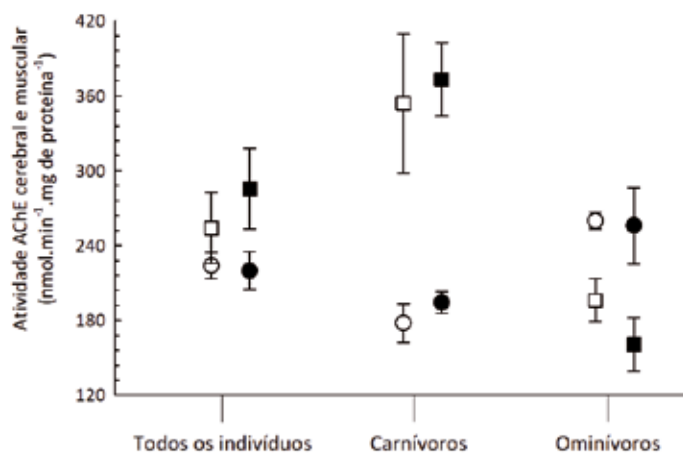
	Ponto	Seca	Chuvosa	Média IBRv2
Todos os indivíduos	CP	3,41	2,87	3,14
	DA	2,01	2,37	2,19
Omnívoros	CP	2,78	3,67	3,22
	DA	2,62	0,52	1,57
Characiformes	CP	3,34	2,81	3,07
	DA	3,52	2,61	3,06

Tabela 60 – Índice integrado de Respostas dos Biomarcadores (IBR) de neurotoxicidade (AChE muscular e cerebral) para os peixes capturados no compartimento 3

	Ponto	Seca	Chuvosa	Média IBRv2
Todos os indivíduos	CP	3,37	3,83	3,60
	DA	1,70	2,82	2,26
Omnívoros	CP	2,81	3,99	3,40
	DA	1,03	2,18	1,60
Characiformes	CP	3,99	1,42	2,70
	DA	2,01	2,46	2,23
Siluriformes	CP	3,83	3,24	3,53
	DA	1,57	1,77	1,67

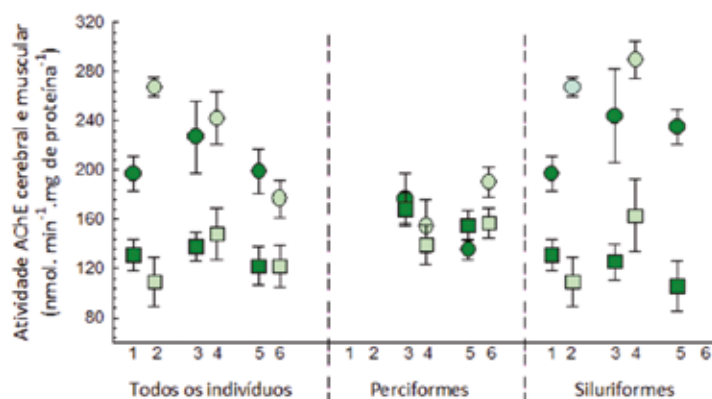
Nos peixes capturados no estuário, independentemente da forma de agrupamento (todos os indivíduos ou hábitos alimentares), não foram identificadas alterações na atividade das enzimas AChE muscular e cerebral entre as estações seca e chuvosa (Figura 227).

Figura 227 – Atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) cerebral (círculo) e muscular (quadrado) determinada nos peixes capturados no compartimento 4 (estuário) nas estações seca (símbolo branco) e chuvosa (símbolo preto)



Os peixes capturados no mar, quando agrupados em conjunto (todos os indivíduos), não apresentaram diferença na atividade da AChE cerebral entre os pontos mais próximos da costa (1, 3 e 5). Porém, entre os pontos mais afastados (2, 4 e 6) foi possível identificar menor atividade da AChE cerebral nos peixes capturados no ponto 6, localizado mais ao norte, em relação aos pontos 2 e 4. Quando os peixes foram agrupados por ordem (Perciformes e Siluriformes), não foi identificada diferença na atividade desta enzima, entre os pontos, independentemente da distância avaliada. Na comparação entre os peixes capturados nos pontos próximos da costa com seus respectivos pontos distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6), os peixes do ponto 1 apresentaram menor atividade da AChE cerebral que os do ponto 2, quando avaliados em conjunto. Para Perciformes, identificou-se menor atividade da AChE cerebral dos peixes capturados no ponto 5 em relação aos peixes capturados no ponto 6. Para Siluriformes houve menor atividade da AChE cerebral nos pontos 1 e 3 em relação aos pontos 2 e 4, respectivamente. Independentemente da forma de comparação, não houve alteração na atividade da AChE muscular (Figura 228).

Figura 228 – Atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) cerebral (círculo) e muscular (quadrado) dos peixes capturados no compartimento 5 (mar), tanto nos pontos próximos da costa (símbolos escuros; 5km) quanto distantes da costa (símbolos claros; 20 km).



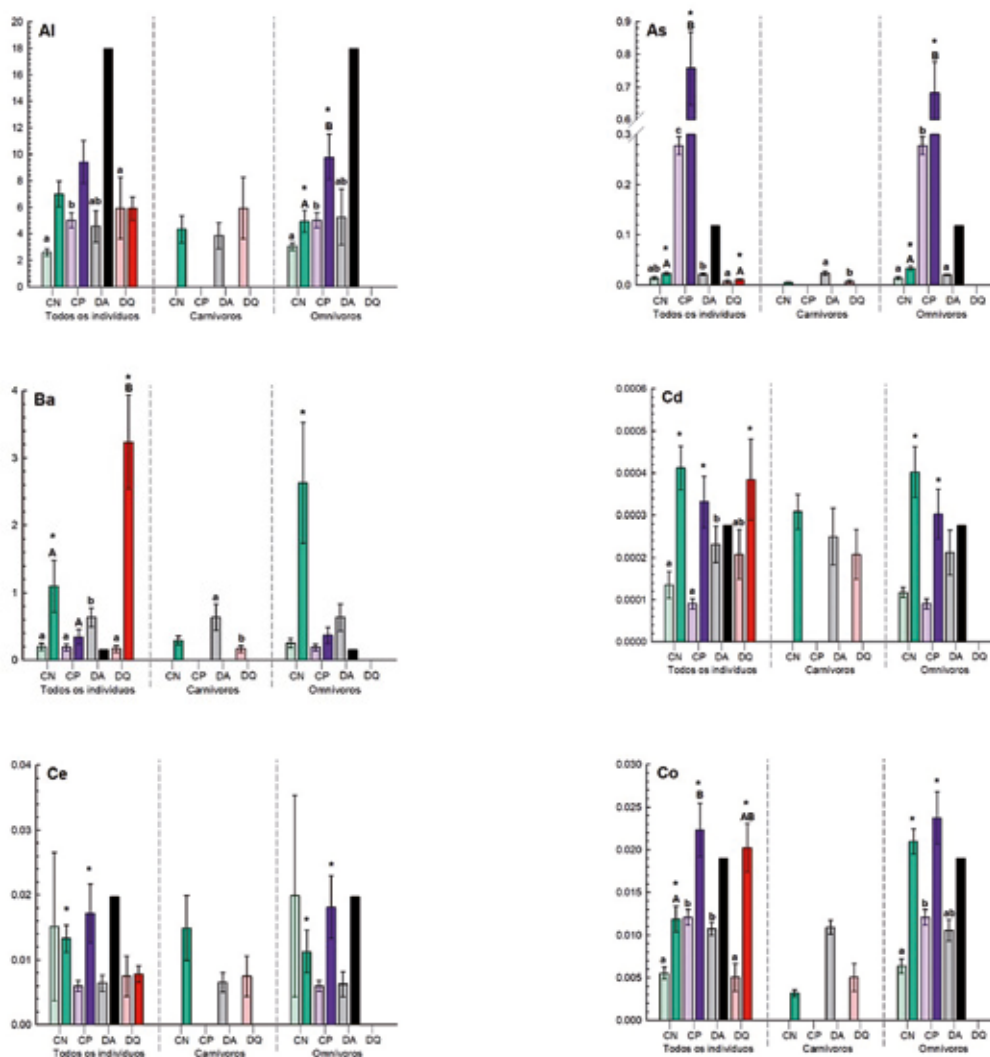
O comprometimento da atividade da AChE nos peixes capturados em todos os ambientes avaliados, exceto o estuário, indica que os contaminantes presentes nesses ambientes foram capazes de causar neurotoxicidade. A neurotoxicidade foi observada em peixes capturados nos pontos CP, DA e/ou DQ em todos os compartimentos da região aquática continental. Para os peixes marinhos as alterações foram observadas em todos os pontos amostrados, no entanto, de forma mais expressiva nos peixes capturados nos pontos mais próximos da costa. A maior frequência de alterações foi observada na atividade da AChE cerebral, embora a AChE muscular também tenha sido afetada em alguns agrupamentos. Especial destaque deve ser dado aos peixes que apresentaram redução da atividade desta enzima no cérebro, pois, tal resposta é indicativo de maior comprometimento neurológico decorrente da exposição a contaminantes ambientais capazes de atravessar a barreira hematoencefálica e, conseqüentemente, capazes de causar efeitos diretos ao sistema nervoso central destes organismos (BANKS, 2009; CAGNIN, 2013). Poucas diferenças foram observadas entre as estações, no entanto, na estação chuvosa a neurotoxicidade foi um pouco mais evidente o que indica conseqüências diretas ao comportamento dos animais, influenciando, por exemplo, a capacidade natatória, de fuga e de predação destes indivíduos.

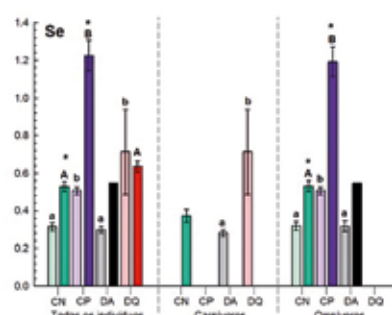
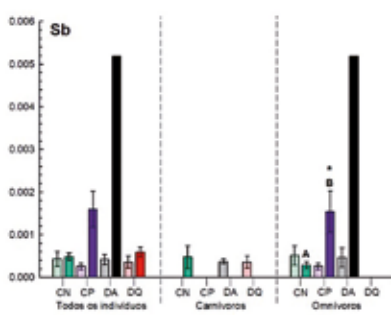
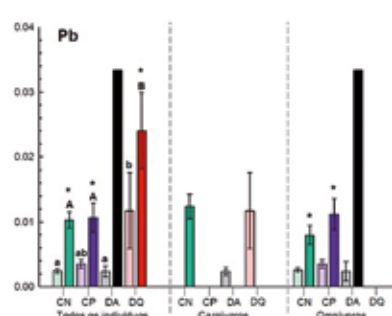
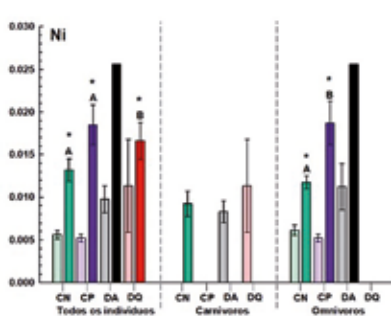
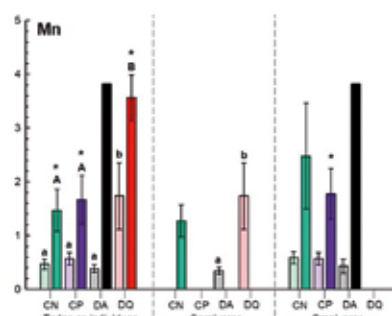
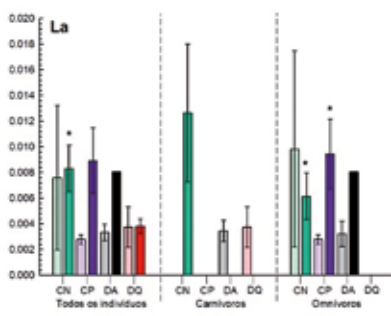
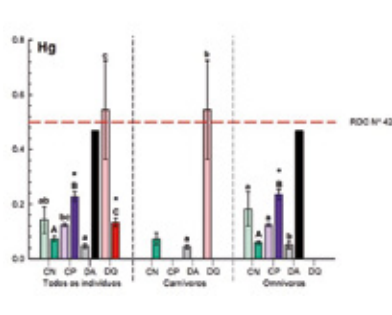
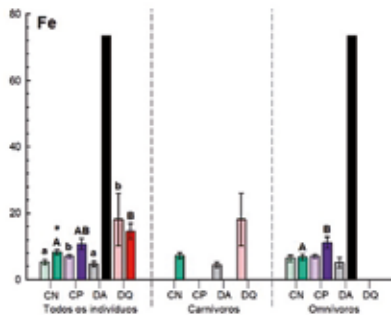
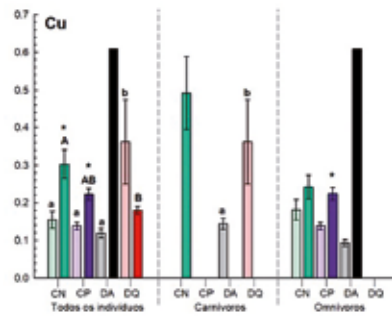
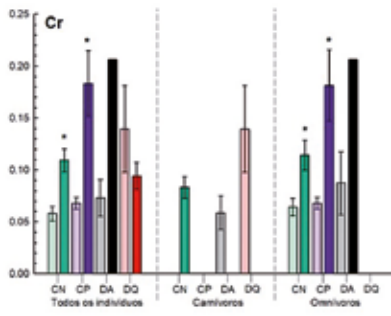
7.3.1.2 Alterações na bioacumulação de EPTs (elementos avaliados: Ag, Al, As, Ba, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, La, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn)

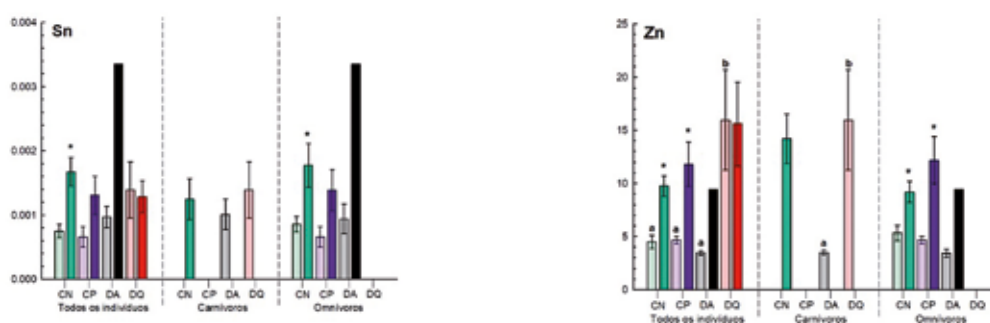
No compartimento 1, todos os EPTs, exceto a Ag, foram detectados nos animais de todos os pontos amostrais, de ambas as estações. Quando os peixes foram avaliados em conjunto (todos os indivíduos), na estação seca, identificou-se que os elementos Ba, Cd e Co apresentaram maiores concentrações nos peixes capturados no ponto DA, enquanto os elementos Cu, Fe, Mn, Pb, Se e Zn estiveram em maiores concentrações nos animais do ponto DQ quando comparados aos peixes capturados no ponto CN. Além disso, observou-se que os elementos Al, As, Co, Fe e Se estavam em maiores concentrações nos indivíduos do ponto CP, também quando comparado aos animais capturados no ponto CN. Na estação chuvosa não foi possível comparar os resultados obtidos para os peixes capturados no ponto DA com os capturados no ponto CN, devido ao pequeno número amostral obtido no ponto DA. Porém, os resultados obtidos para os animais capturados no ponto DQ indicam maiores concentrações de Ba, Hg, Mn e Pb em relação as concentrações encontradas nos peixes capturados no ponto CN. Do mesmo modo, as concentrações dos elementos As, Co, Hg e Se estiveram em maiores concentrações nos animais capturados no ponto CP que nos capturados no ponto CN. No entanto, embora tenha sido observada a presença de elevadas concentrações de alguns EPTs nos animais capturados no ponto CP, é importante ressaltar que, na estação seca, as concentrações de Ba e Cd, nos animais do ponto DA e, de Cu, Mn e Zn, nos animais do ponto DQ, apresentaram ainda maiores concentrações do que as encontradas nos animais do ponto CP. Além disso, na estação chuvosa, os animais do ponto DQ também apresentaram maiores concentrações de Ba, Mn e Zn que os animais do ponto CP. Na comparação entre as estações, os animais capturados no ponto DQ apresentaram maiores concentrações de As, Ba, Cd, Co, Mn, Ni e Pb na estação chuvosa e maiores concentrações de Hg na estação seca. Nos peixes capturados nos pontos CN e CP a maioria dos EPTs estiveram em maiores concentrações na estação chuvosa que na estação seca (Figura 229).

Quando os peixes capturados nos diferentes pontos amostrais foram agrupados pelo hábito alimentar omnívoro observou-se que os elementos Al, As, Co e Se, na estação seca e, os elementos Al, As, Fe, Hg, Ni, Sb e Se, na estação chuvosa, estavam em maiores concentrações nos animais capturados no ponto CP em relação aos capturados no ponto CN. Ainda, para os peixes omnívoros dos pontos CN e CP foi observado aumento das concentrações dos EPTS na estação chuvosa em relação à seca, exceto para os elementos Ce e La cujas concentrações foram maiores apenas nos animais capturados no ponto CN na estação seca (Figura 229).

Figura 229 – Concentração de EPTS ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 1 e avaliados em conjunto ou pelo hábito alimentar, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras).



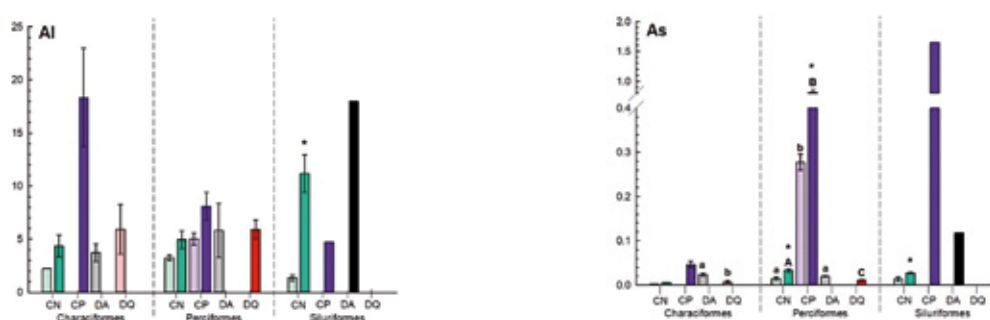


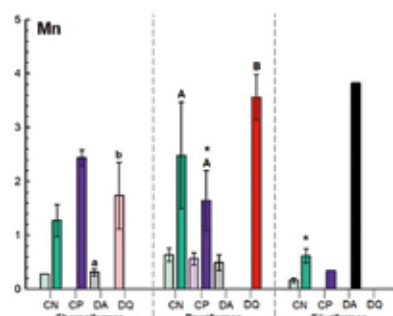
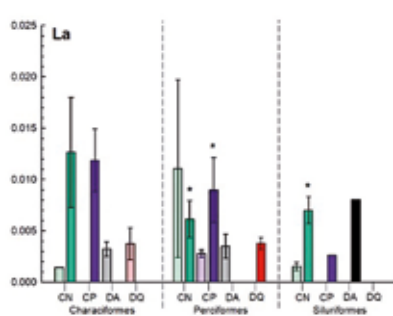
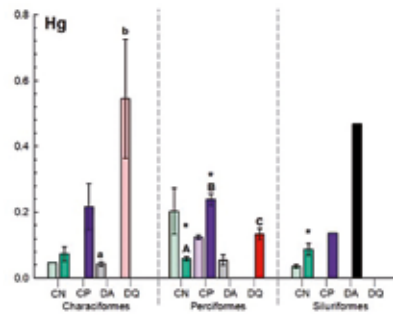
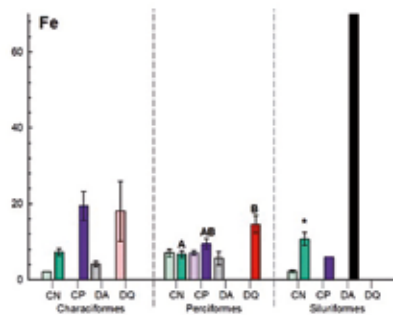
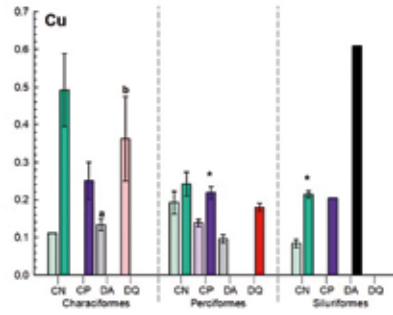
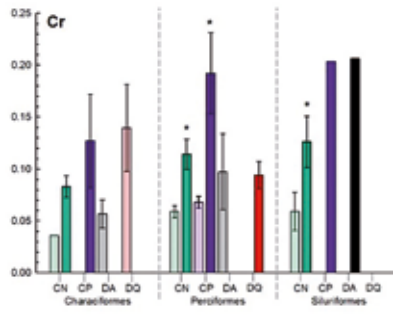
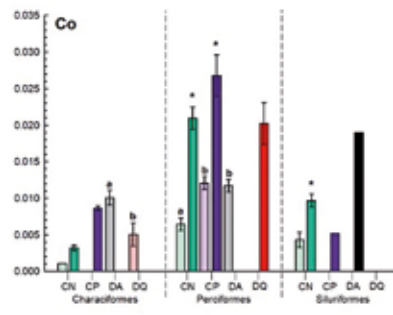
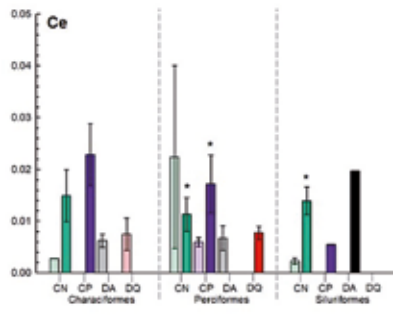
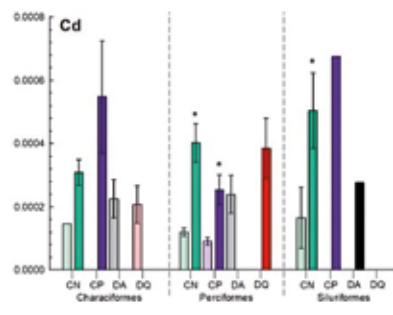
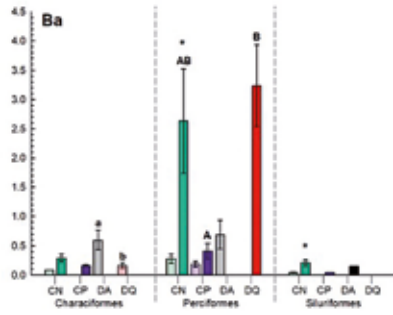


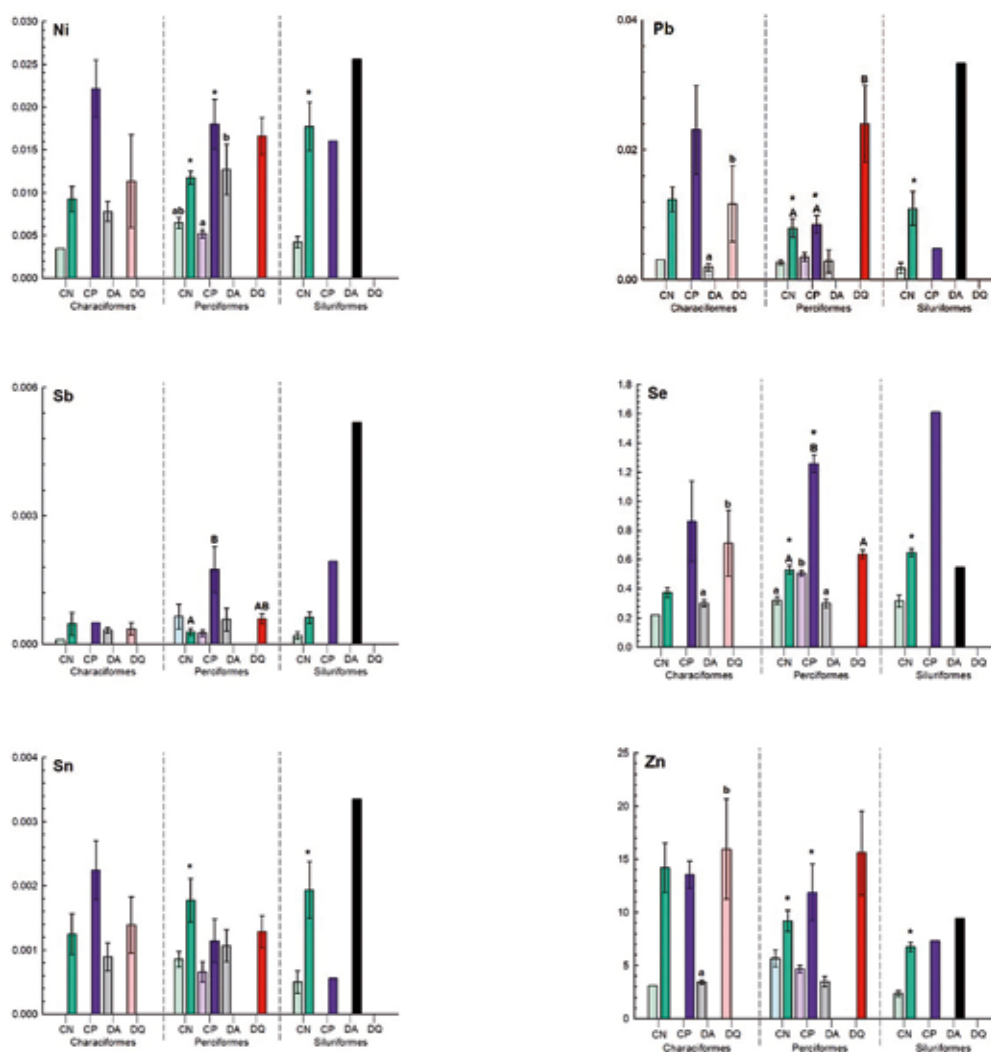
Linhas tracejadas em vermelho correspondem aos limites máximos permitidos pela legislação brasileira de acordo com a Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA (RDC nº42/2013). Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais (CN, CP, DA e DQ), na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais, na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Quando os animais foram agrupados em suas ordens, os peixes Perciformes capturados no ponto CP apresentaram maiores concentrações dos elementos Al, As, Co e Se, na estação seca e, dos elementos Al, As, Fe, Hg, Ni, Sb e Se, na estação chuvosa, quando comparados aos peixes capturados no ponto CN. Observou-se, ainda, maior concentração de Co nos peixes capturados no ponto DA na estação seca e maiores concentrações de Fe, Hg, Mn e Pb nos peixes capturados no ponto DQ na estação chuvosa, quando estas concentrações foram comparadas as encontradas nos peixes capturados no ponto CN. Além disso, analisando as concentrações de EPTs nos animais dos pontos DA, na estação seca, e do ponto DQ na estação chuvosa, observou-se elevadas concentrações de Ni no ponto DA e de Ba, Mn e Pb no ponto DQ, mesmo quando comparadas às concentrações observadas nos animais do ponto CP. Em relação às diferenças sazonais, as maiores concentrações de EPTs foram observadas nos Perciformes capturados nos pontos CN e CP da estação chuvosa, exceto para os elementos Ce e La, cujas maiores concentrações foram observadas nos Perciformes capturados no ponto CN na estação seca (Figura 230).

Figura 230 – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 1 e avaliados de acordo com a ordem, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras).







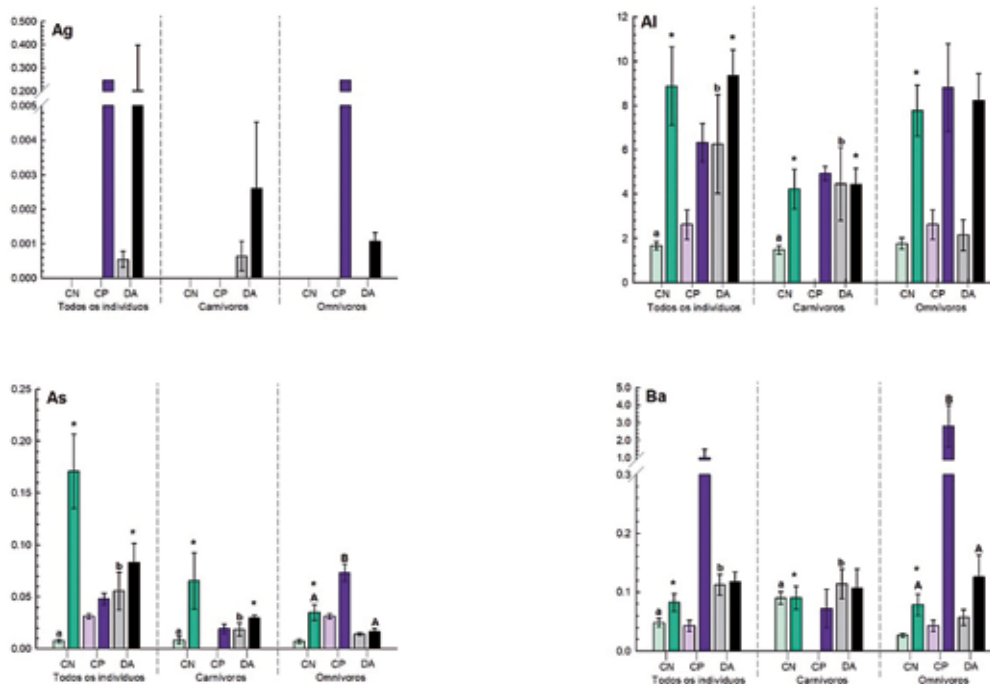
Linhas tracejadas em vermelho correspondem aos limites máximos permitidos pela legislação brasileira de acordo com a Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA (RDC nº 42/2013). Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais (CN, CP, DA e DQ), na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais, na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

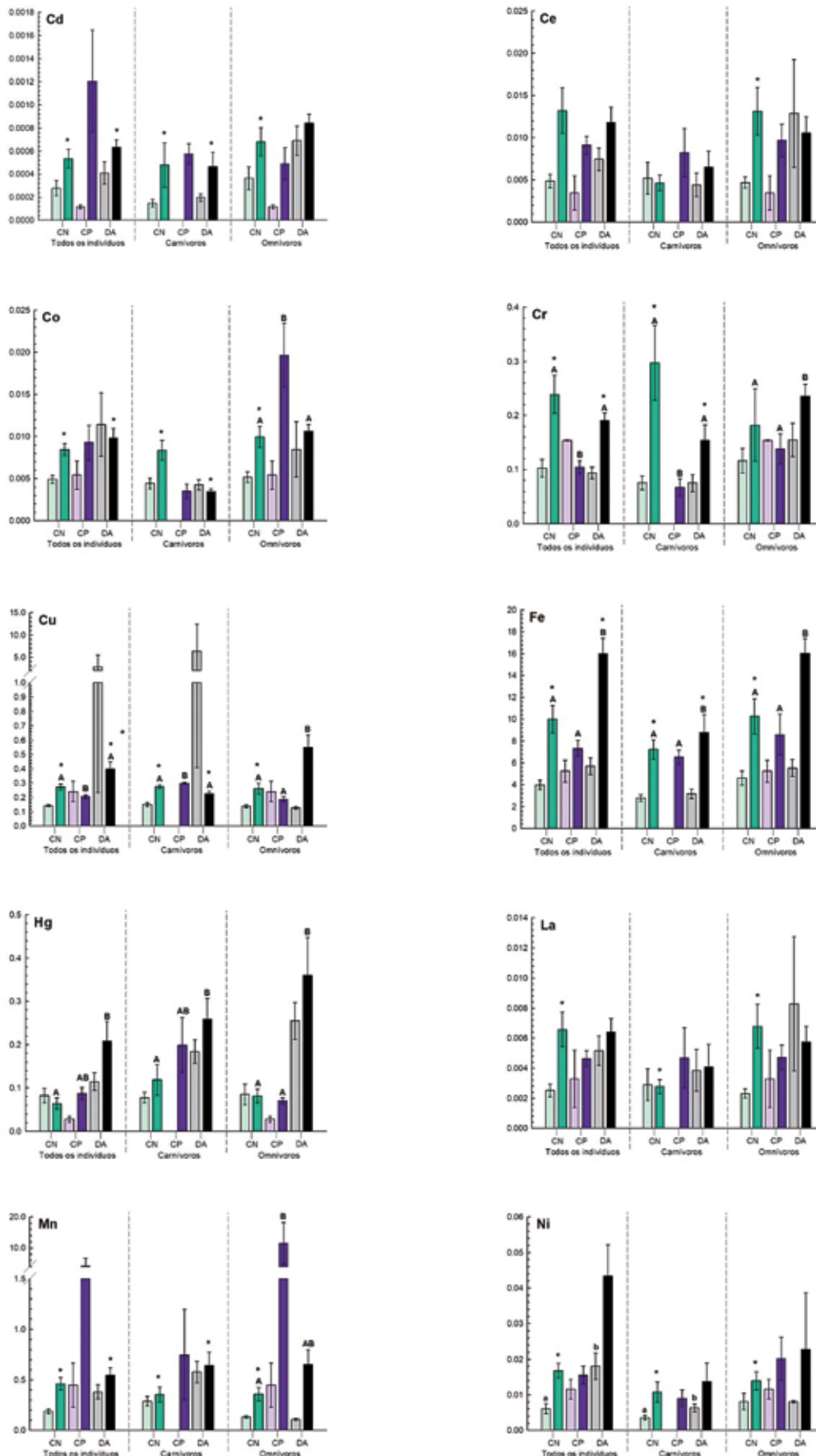
No compartimento 2, assim como observado para os animais do compartimento 1, todos os os EPTs foram detectados em ambos os pontos amostrais de ambas as estações. A Ag, embora pouco presente, foi detectada em alguns peixes capturados no ponto CP, na estação chuvosa e, nos peixes capturados no ponto DA de ambas as estações. Quando os peixes foram avaliados em conjunto (todos os indivíduos), os peixes capturados no ponto DA apresentaram as maiores concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ni, Se e Sn, na estação seca e, dos elementos Fe, Hg e Zn na estação chuvosa, quando comparados àqueles capturados no ponto CN. Os peixes capturados no ponto DA apresentaram, ainda, elevadas concentrações dos elementos Cu, Fe e Zn quando comparados aos peixes capturados no ponto CP na estação chuvosa. De maneira similar ao observado para o compartimento 1, as diferenças sazonais também foram bastante expressivas neste compartimento, uma vez que as maiores concentrações de EPTs, especialmente para os peixes capturados nos pontos CN e DA, ocorreram na estação

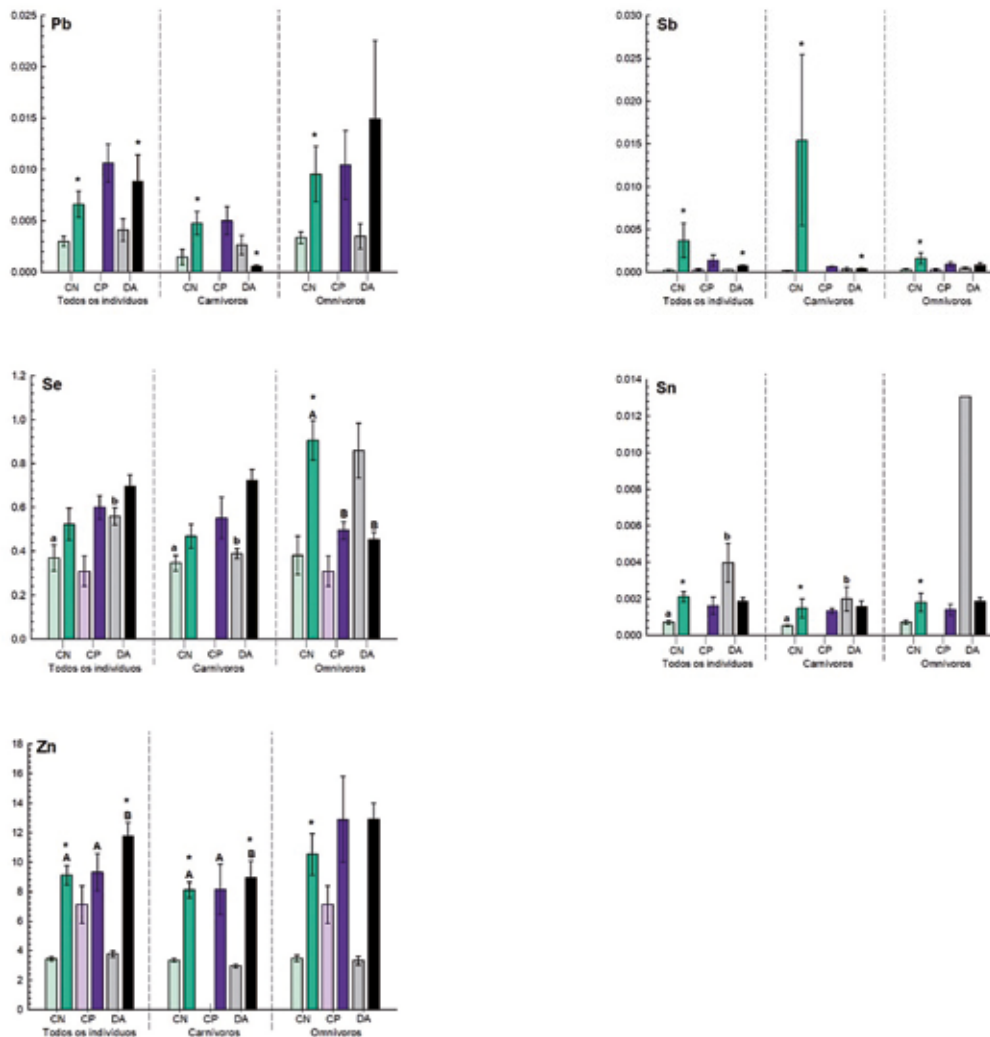
chuvosa, enquanto, apenas as concentrações dos elementos Co e Cu estiveram elevadas nos peixes capturados no ponto DA na estação seca (Figura 231).

Os peixes agrupados pelo hábito alimentar carnívoro que foram capturados no ponto DA apresentaram maiores concentrações de Al, As, Ba, Ni, Se e Sn, na estação seca e, de Fe, Mn e Zn, na estação chuvosa, quando comparados aos peixes capturados no ponto CN. Esses peixes apresentaram, ainda, na estação chuvosa, maiores concentrações de Fe e Zn quando comparado aos peixes capturados no ponto CP. Os peixes do ponto CP, por sua vez, apresentaram apenas maiores concentrações de Cu em relação aos peixes capturados no ponto CN. Novamente, os EPTs foram detectados em maiores concentrações na estação chuvosa, porém, para os peixes capturados nos pontos CN e DA, as concentrações de La e, de Co, Cu e Pb, respectivamente, estiveram mais elevadas durante a estação seca. Para os organismos omnívoros, apenas a comparação entre os pontos na estação chuvosa pode ser realizada. Nesta condição, elevadas concentrações de Cr, Cu, Fe e Hg e, de As, Ba, Co e Mn foram observadas nos peixes capturados nos pontos DA e CP, respectivamente, quando comparadas as concentrações determinadas nos peixes capturados no ponto CN. No entanto, é importante ressaltar que todos os EPTs avaliados apresentaram concentrações superiores nos peixes capturados no ponto DA àquelas observadas nos peixes capturados no ponto CP, indicando maior bioconcentração destes elementos na área diretamente acometida pela passagem da onda de lama. Em relação às diferenças sazonais, apenas os animais omnívoros do ponto CN puderam ser avaliados. Para estes animais, 16 dos 19 EPTs avaliados estiveram em maiores concentrações na estação chuvosa em relação à estação seca (Figura 231).

Figura 231 – Concentração de EPTs ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 2 e avaliados em conjunto ou pelo hábito alimentar, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras).





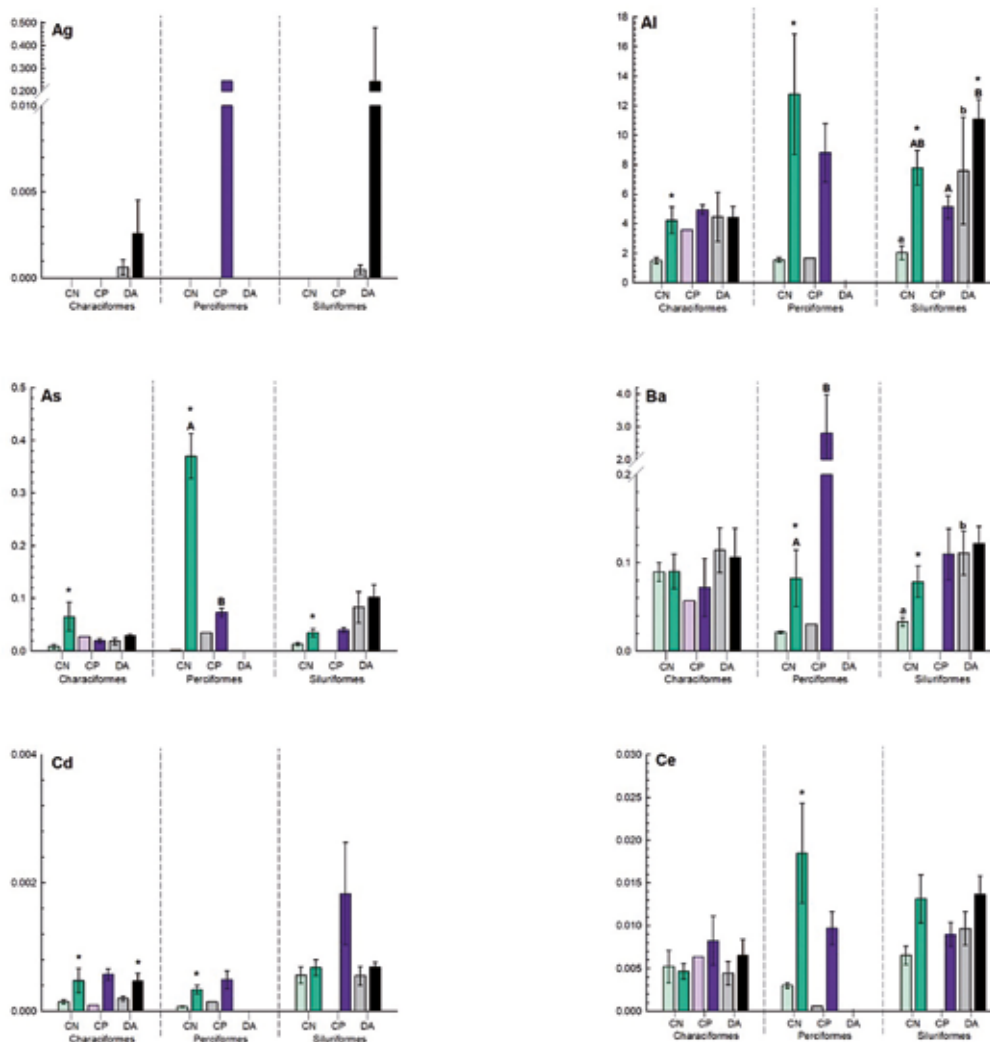


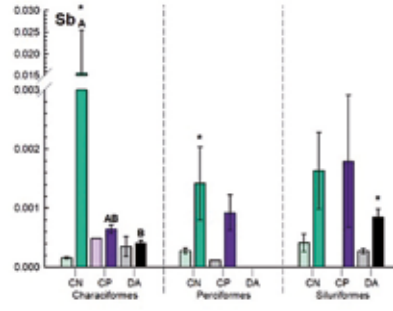
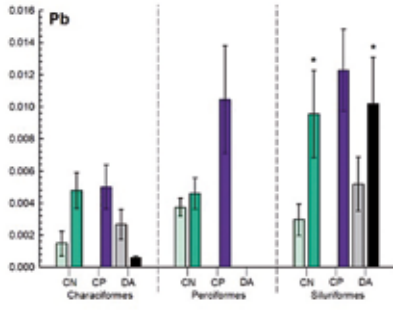
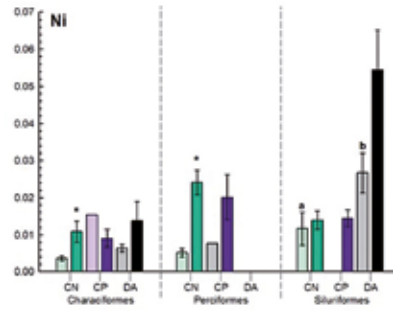
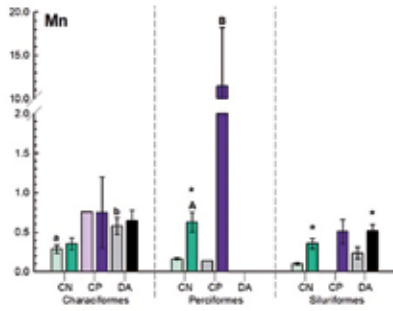
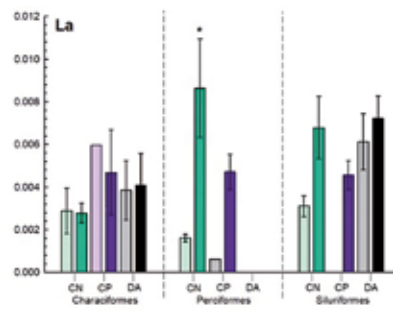
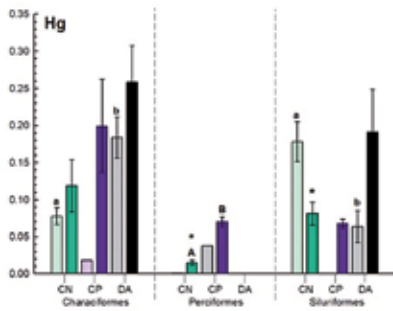
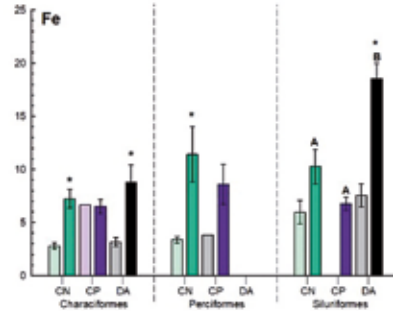
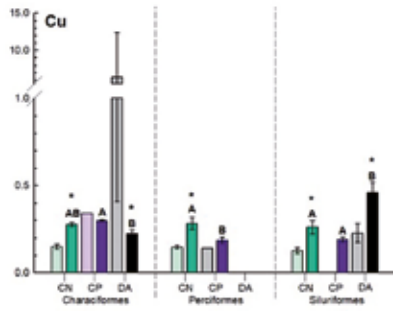
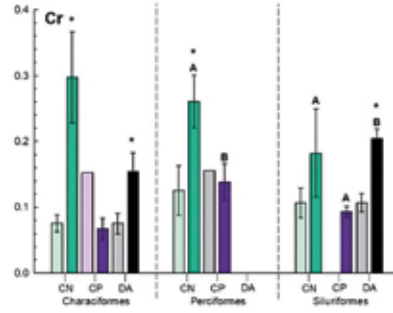
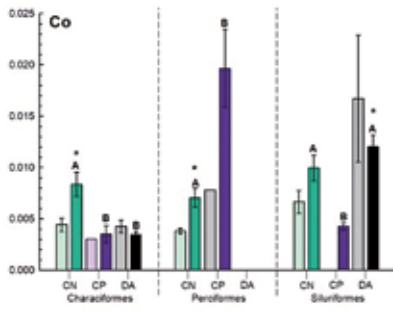
Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais (CN, CP e DA), na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais, na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

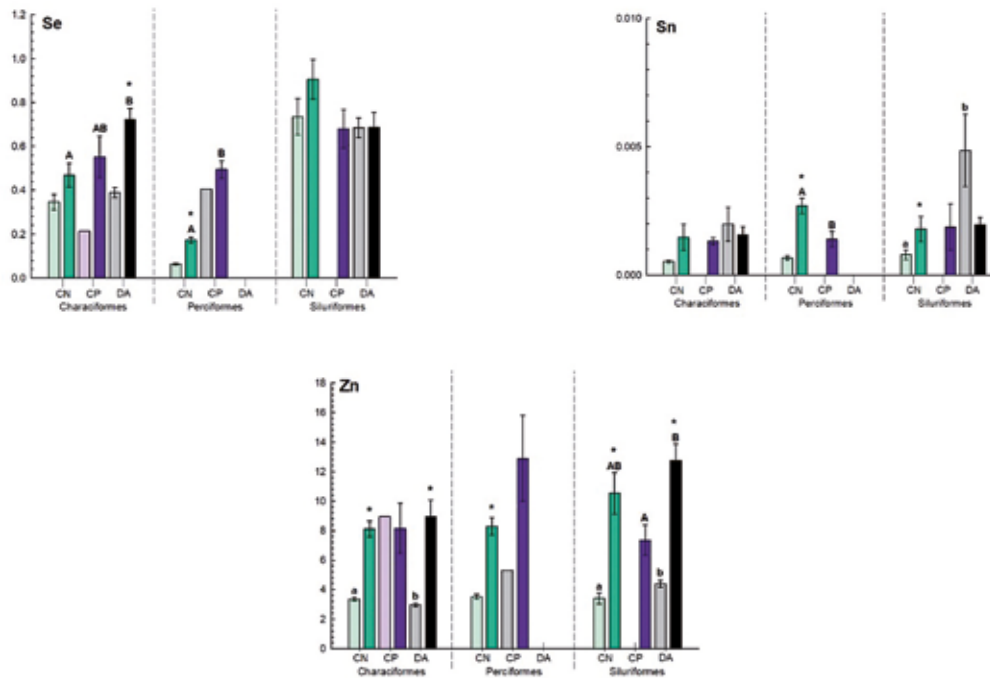
Na avaliação realizada através do agrupamento por ordem, observou-se nos Characiformes capturados no ponto DA, elevadas concentrações de Hg e Mn na estação seca e, de Se na estação chuvosa, em relação às concentrações encontradas nos peixes capturados no ponto CN. Na comparação sazonal, observou-se que os indivíduos capturados no ponto CN apresentaram elevadas concentrações de vários EPTs na estação chuvosa, enquanto os indivíduos capturados no ponto DA apresentaram, apenas, elevadas concentrações de Cd, Cr, Fe, Se e Zn nesta mesma estação, e os demais elementos estiveram em maiores concentrações na estação seca (Figura 232). Para os Perciformes apenas a comparação entre as concentrações avaliadas nos peixes capturados nos pontos CP e CN e, apenas para a estação chuvosa, pode ser realizada. Esta comparação foi possível demonstrar que as concentrações de Ba, Co, Hg, Mn e Se estiveram maiores nos animais do ponto CP nesta estação. Em relação à comparação sazonal, 17 dos 19 EPTs avaliados apresentaram concentrações mais elevadas nos Perciformes do ponto CN na estação chuvosa quando comparados àqueles capturados na estação seca (Figura 232). Para

Siluriformes observou-se concentrações superiores de Al, Ba, Ni, Sn e Zn, na estação seca e, de Cr, Cu e Fe, na estação chuvosa, nos peixes capturados no ponto DA quando comparados aos capturados no ponto CN. Ainda na estação chuvosa, constatou-se que nos indivíduos do ponto DA as concentrações dos elementos Al, Co, Cr, Cu, Fe e Zn foram superiores às observadas nos peixes capturados no ponto CP. Nesta ordem, cerca de 50% dos EPTs avaliados apresentaram concentrações superiores na estação chuvosa em relação à seca, tanto nos animais capturados no ponto CN quanto no ponto DA. Apenas o elemento Hg determinado nos peixes capturados no ponto CN esteve em concentrações superiores na estação seca quando realizada a comparação sazonal (Figura 232).

Figura 232 – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 2 e avaliados de acordo com a ordem, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras).







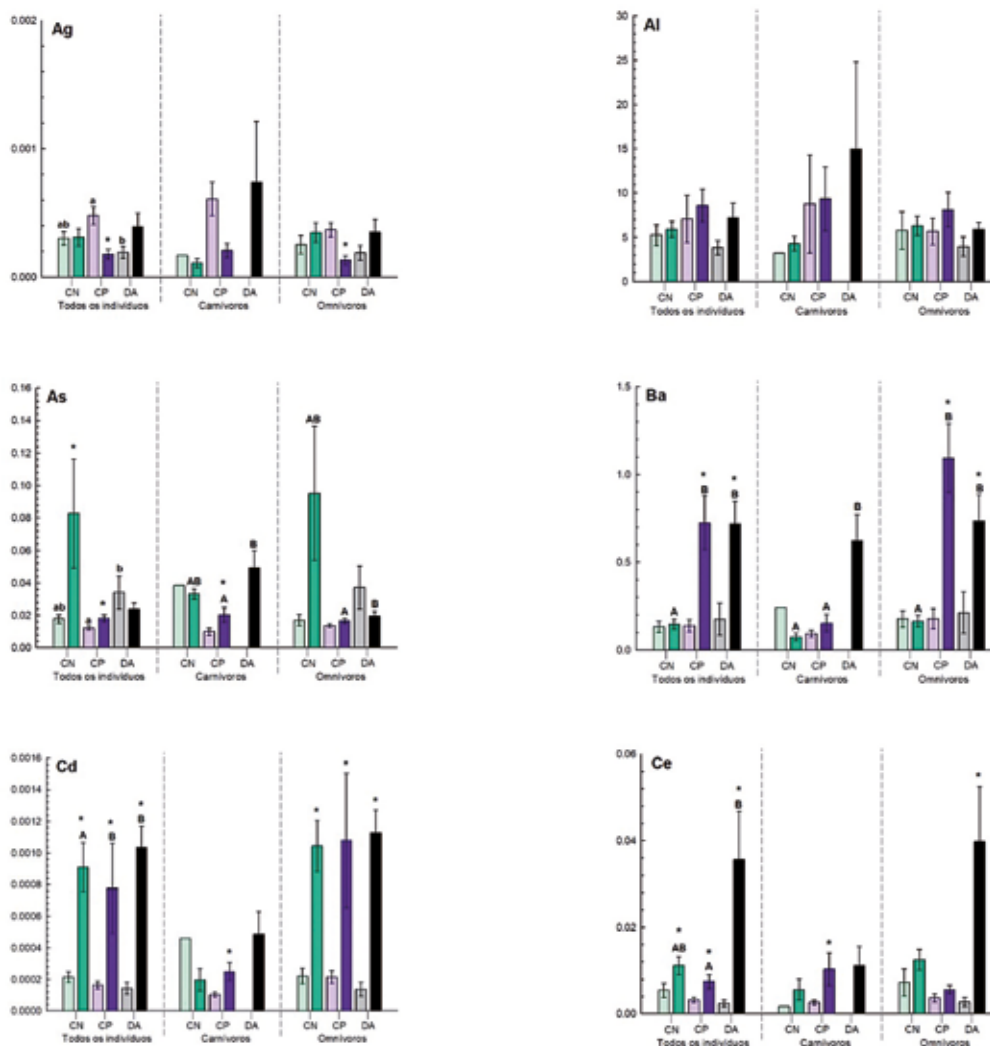
Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais (CN, CP e DA), na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais, na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

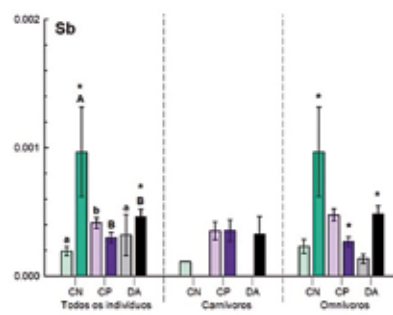
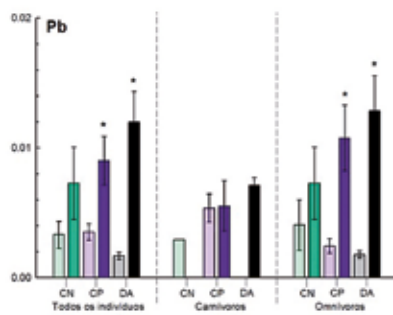
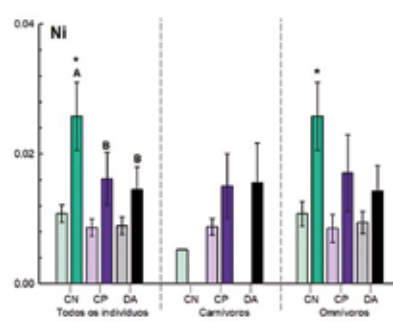
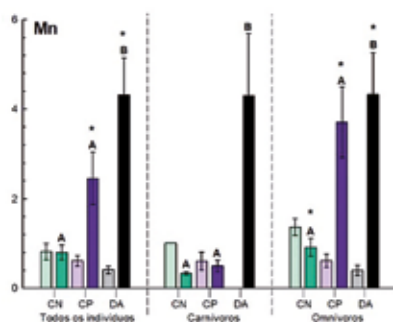
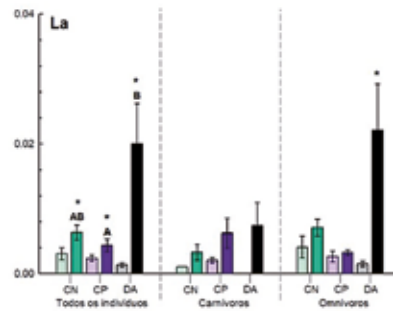
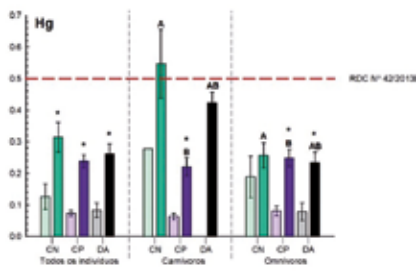
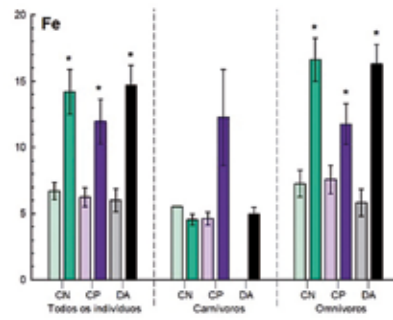
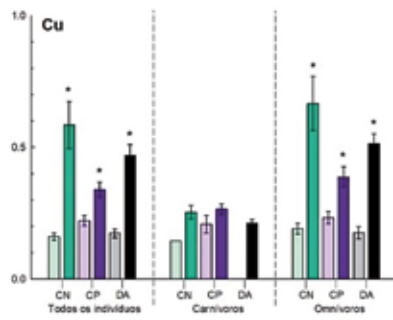
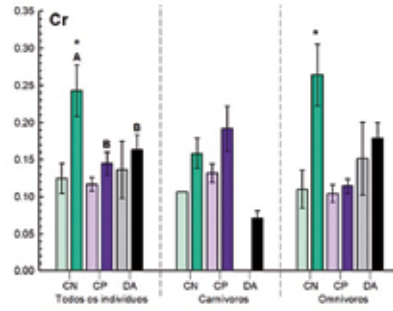
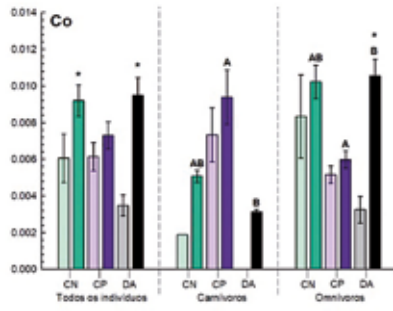
No compartimento 3 notou-se que a quantidade de EPTs com concentrações diferentes entre os pontos amostrais foi menor em relação ao observado nos demais compartimentos continentais e, quando presentes, as diferenças ocorreram na estação chuvosa. É importante ressaltar que neste compartimento o elemento Ag esteve presente nos peixes capturados em todos os pontos amostrais de ambas as estações. Na avaliação do agrupamento contendo todos os indivíduos amostrados, observou-se que na estação chuvosa, os elementos Ba, Cd e Mn, bem como os elementos Ba e Cd estavam em maiores concentrações nos peixes capturados nos pontos DA e CP, respectivamente, que aquelas observadas para os indivíduos do ponto CN. Além disso, foi possível observar que os elementos As e Se, na estação seca e, As, Ba, Mn e Se, na estação chuvosa, foram superiores nos peixes capturados no ponto DA em relação as concentrações observadas nos peixes capturados no ponto CP. Em relação às diferenças sazonais, em todos os pontos amostrais as concentrações de EPTs foram superiores na estação chuvosa, exceto para o elemento Ag, que nos organismos do ponto CP esteve em maior concentração na estação seca (Figura 233).

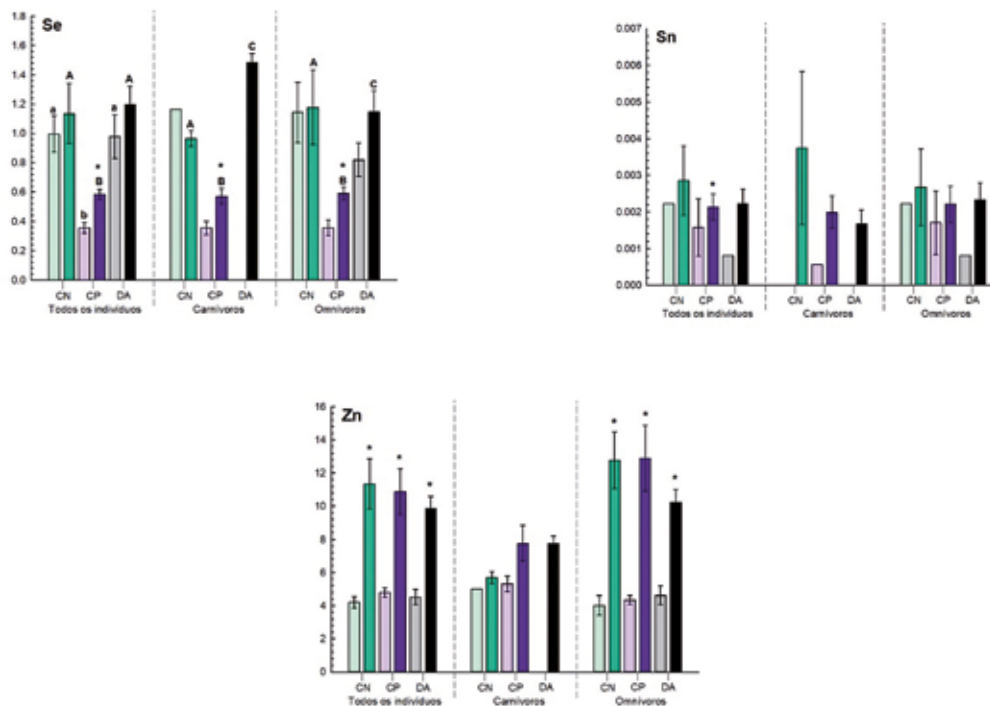
Poucas comparações estatísticas puderam ser realizadas com o agrupamento por hábito alimentar carnívoro, devido à ausência ou ao pequeno número amostral de organismos com este hábito nos pontos CN e DA na estação seca. Apesar disso, foi possível verificar que para os carnívoros capturados no ponto DA, na estação chuvosa, os elementos Ba, Mn e Se estiveram em concentrações superiores em relação às concentrações presentes nos peixes capturados no ponto CN. Além dos elementos já mencionados, a concentração de As também foi superior nos peixes capturados no ponto DA em relação às concentrações determinadas nos peixes capturados no ponto CP. A comparação sazonal só

pode ser realizada para os peixes carnívoros capturados no ponto CP, os quais apresentaram maiores concentrações de As, Cd, Ce, Hg e Se na estação chuvosa em relação às concentrações encontradas na estação seca. Os organismos de hábito alimentar omnívoro não apresentaram diferenças entre os pontos amostrais na estação seca, porém, na estação chuvosa os peixes capturados no ponto DA apresentaram concentrações superiores de Ba e Mn em relação aos peixes capturados no ponto CN. Os omnívoros do ponto CP também apresentaram concentrações de Ba superiores que os capturados no ponto CN. Além disso, foi possível observar que as concentrações dos elementos As, Co, Mn e Se foram superiores nos peixes capturados no ponto DA quando comparada às concentrações determinadas nos peixes capturados no ponto CP nesta mesma estação. A comparação sazonal realizada para os omnívoros indicou que, para todos os pontos amostrais, a maior parte dos EPTs avaliados esteve em concentrações superiores na estação chuvosa em relação à seca, embora o Mn, nos animais capturados no ponto CN e os elementos Ag e Sb, nos animais capturados no ponto CP estivessem em maiores concentrações na estação seca (Figura 233).

Figura 233 – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 3 e avaliados em conjunto ou pelo hábito alimentar, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras).



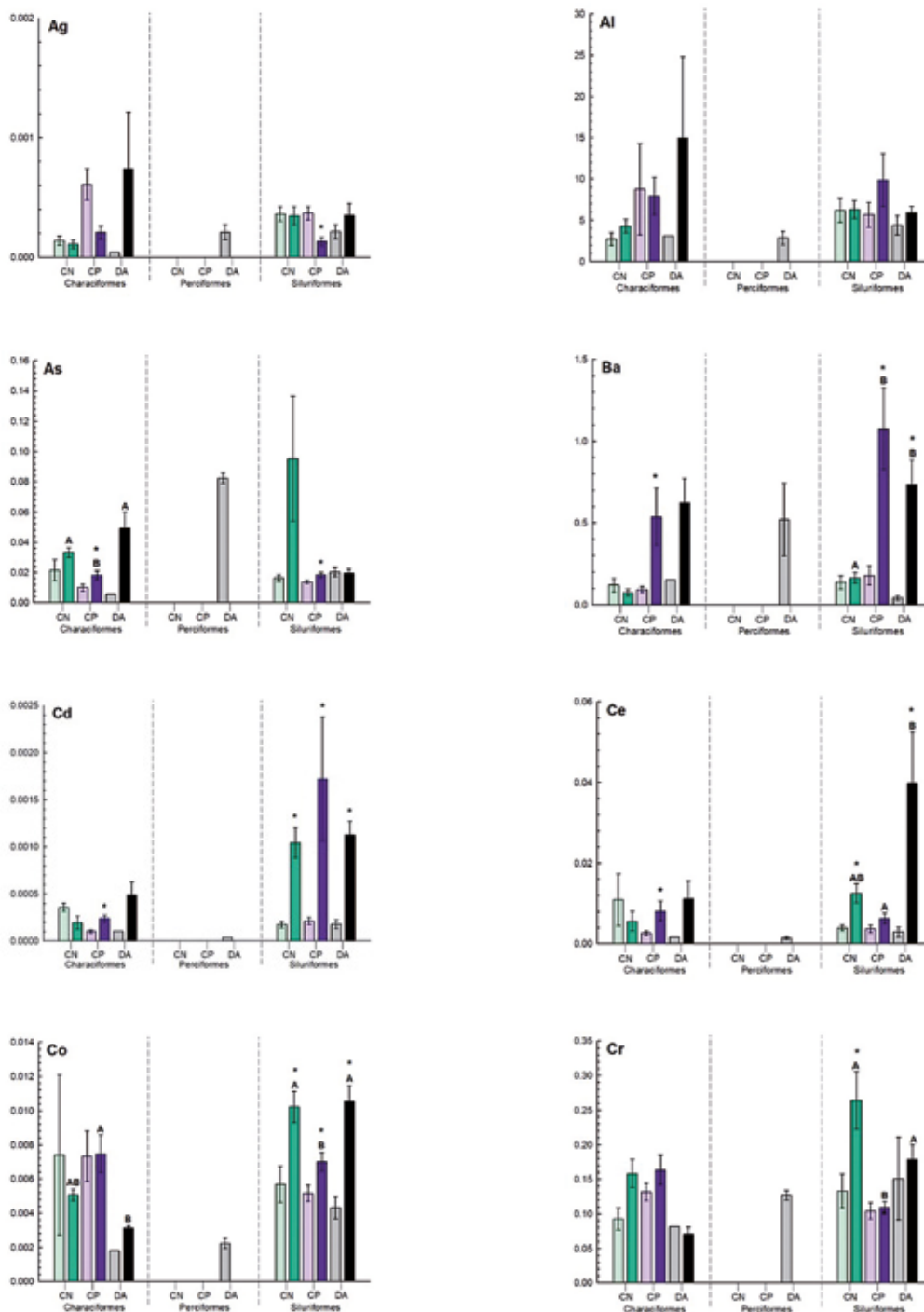


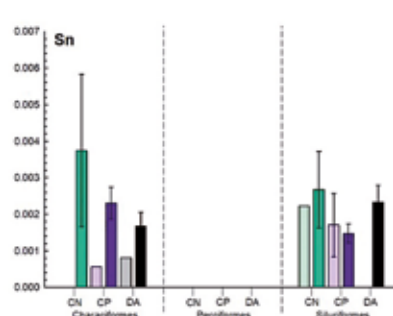
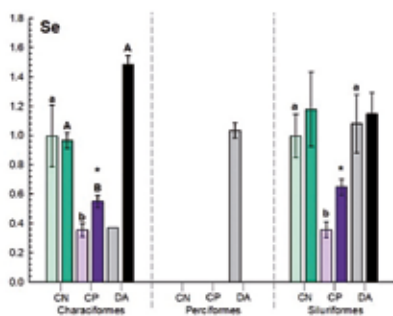
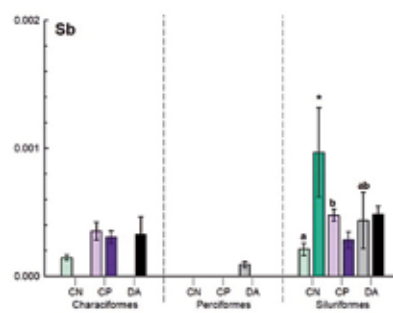
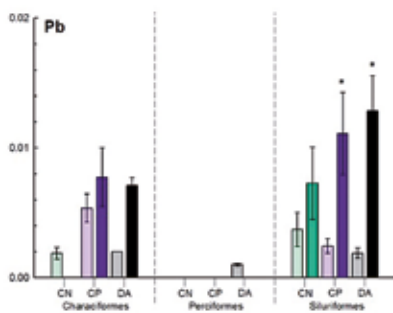
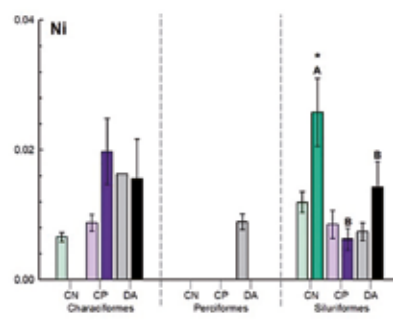
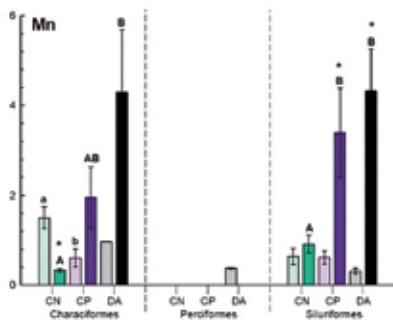
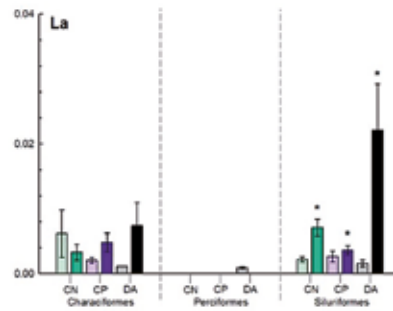
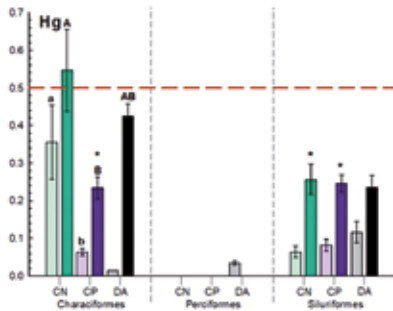
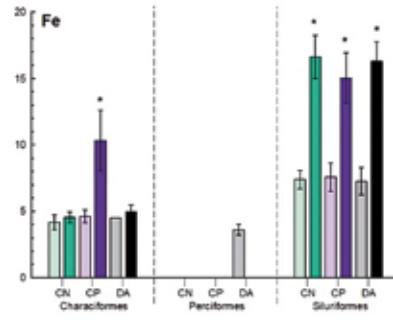
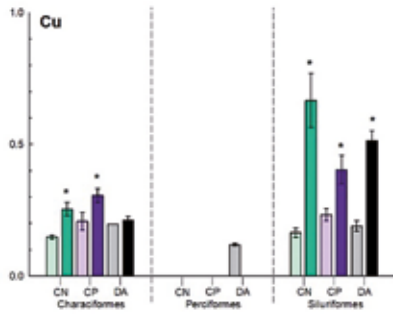


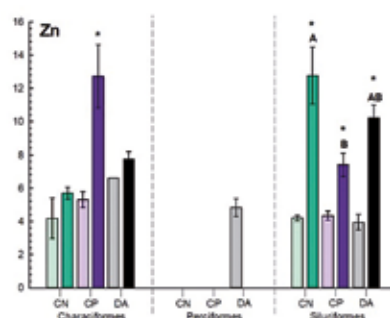
Linhas tracejadas em vermelho correspondem aos limites máximos permitidos pela legislação brasileira de acordo com a Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA (RDC nº 42/2013). Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais (CN, CP e DA), na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais, na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Em relação às análises realizadas com os agrupamentos de acordo com a ordem verificou-se que os elementos Mn, As e Se estiveram em maiores concentrações nos Characiformes capturados no ponto DA, na estação chuvosa, quando comparados aos organismos capturados no ponto CN e, que os elementos As e Se também determinados nos peixes capturados no ponto DA em concentrações superiores as concentrações encontradas nos peixes capturados no ponto CP desta mesma estação. As variações sazonais foram avaliadas apenas para Characiformes capturados nos pontos CN e CP. A maior parte dos EPTs estiveram em concentrações mais elevadas nos peixes capturados no ponto CP na estação chuvosa em relação à seca, porém, para os peixes capturados no ponto CN, apenas o elemento Cu foi mais elevado na estação chuvosa, enquanto, o Mn esteve mais elevado na estação seca (Figura 234). Para Siluriformes capturados na estação seca, a concentração do elemento Sb foi superior nos peixes capturados no ponto CP em relação aos capturados no ponto CN. Na estação chuvosa, por sua vez, tanto nos peixes capturados no ponto DA quando naqueles capturados no ponto CP, os elementos Ba e Mn estiveram em concentrações superiores que as determinadas nos peixes capturados no ponto CN. Além disso, nesta mesma estação, os Siluriformes capturados no ponto DA apresentaram concentrações superiores de Ce e Co que os peixes capturados no ponto CP. Com relação às variações sazonais, observou-se que os Siluriformes capturados no ponto DA apresentaram concentrações mais elevadas de EPTs na estação chuvosa, exceto para o elemento Ag que esteve em maior concentração nos peixes capturados no ponto CP desta mesma estação (Figura 234).

Figura 234 – Concentração de EPTs (mg.kg⁻¹ de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 3 e avaliados de acordo com a ordem, na estação seca (cores claras) e na estação chuvosa (cores escuras).



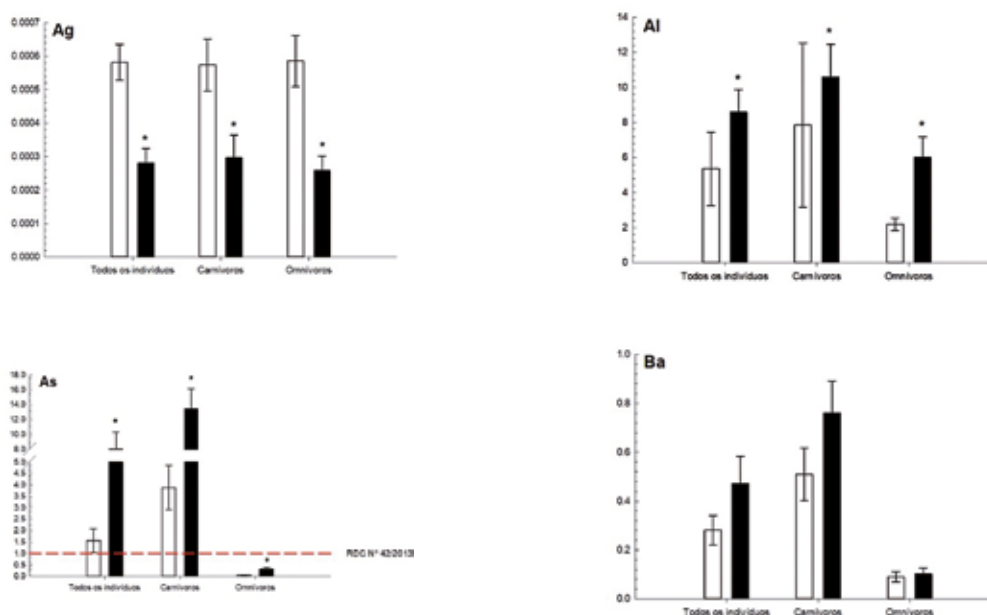


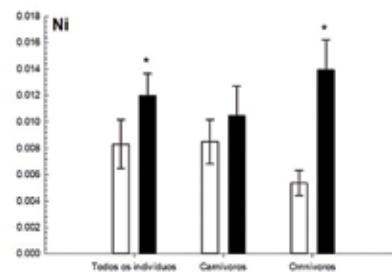
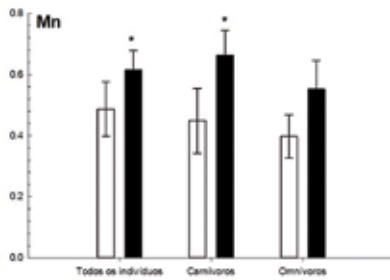
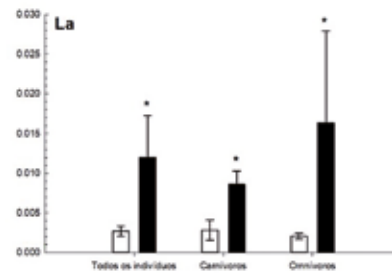
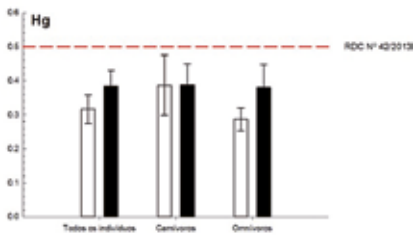
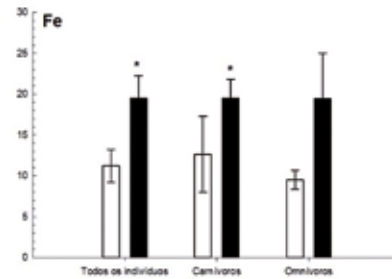
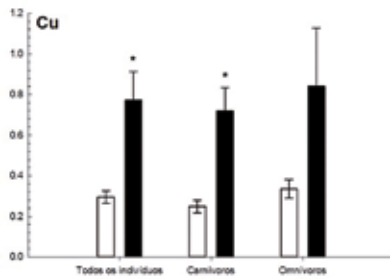
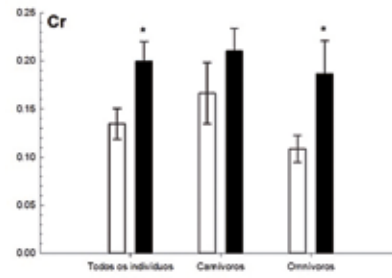
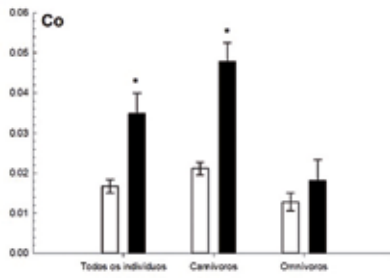
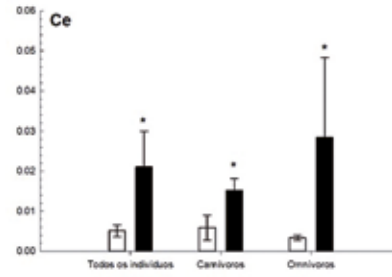
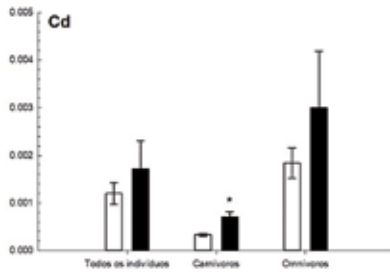


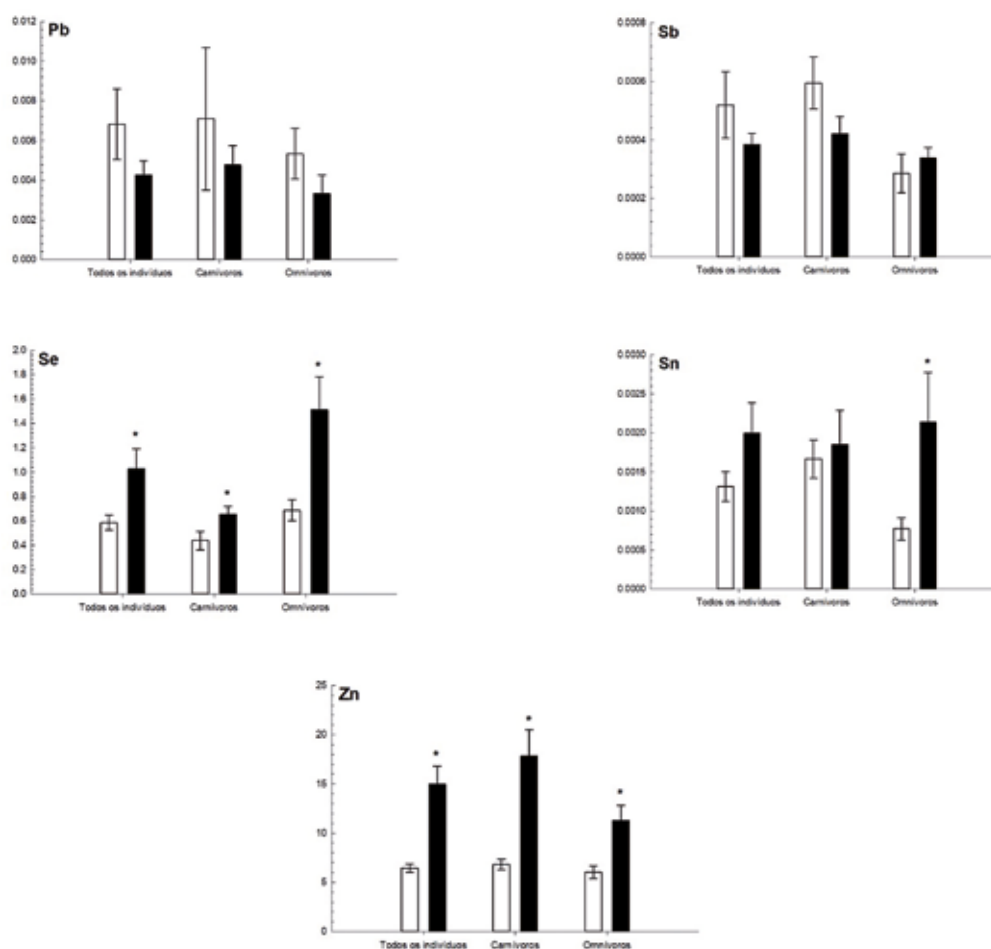
Linhas tracejadas em vermelho correspondem aos limites máximos permitidos pela legislação brasileira de acordo com a Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA (RDC nº 42/2013). Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais (CN, CP e DA), na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os diferentes pontos amostrais, na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Para os peixes capturados no estuário, independentemente do agrupamento avaliado, as maiores concentrações de Ag foram observadas nos peixes capturados na estação seca, enquanto os elementos Al, As, Ce, La, Se e Zn, foram encontrados em maiores concentrações nos peixes capturados na estação chuvosa. Além disso, verificou-se que os peixes, quando avaliados em conjunto, apresentaram elevadas concentrações dos elementos Co, Cr, Cu, Fe, Ni e Mn na estação chuvosa. Ainda nesta estação, os peixes agrupados pelo hábito alimentar carnívoro apresentaram elevadas concentrações dos elementos Cd, Co, Cu, Fe e Mn, enquanto, os peixes agrupados pelo hábito alimentar omnívoro apresentaram elevadas concentrações dos elementos Cr, Ni e Sn (Figura 235).

Figura 235 – Concentração de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 4 e avaliados em conjunto ou pelo hábito alimentar, na estação seca (barras brancas) e na estação chuvosa (barras pretas).







Linhas tracejadas em vermelho correspondem aos limites máximos permitidos pela legislação brasileira de acordo com a Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA (RDC nº 42/2013). * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

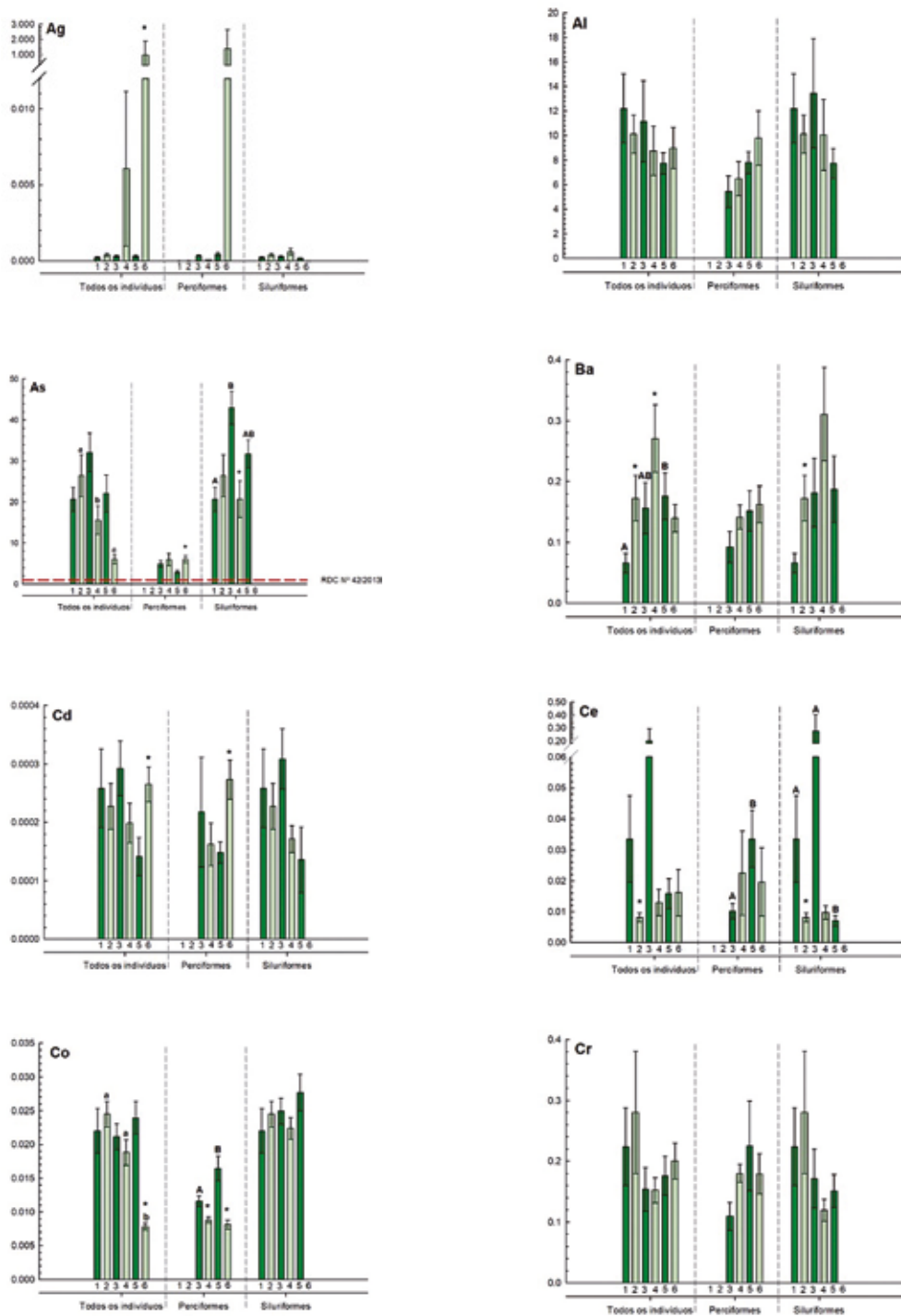
Os peixes capturados no mar foram avaliados apenas em conjunto ou agrupados segundo sua ordem (Perciformes ou Siluriformes), uma vez que todos os indivíduos capturados neste compartimento apresentavam o mesmo hábito alimentar (zoobentívoro). Na avaliação conjunta de todos os indivíduos capturados verificou-se, entre os indivíduos dos pontos próximos à costa (pontos 1, 3 e 5), que o elemento Ba, determinado nos animais do ponto 5 e, o elemento Sb determinado nos animais do ponto 3, além dos elementos Mn e Se determinados nos animais tanto do ponto 3 quanto do ponto 5, estiveram em maiores concentrações quando comparados às concentrações destes elementos determinadas nos peixes capturados no ponto 1. Nos indivíduos dos pontos afastados da costa (pontos 2, 4 e 6) os elementos As e Hg apresentaram gradiente de concentração, ou seja, as maiores concentrações foram determinadas nos peixes capturados no ponto 2, localizado ao sul; concentrações intermediárias foram determinadas nos peixes capturados no ponto 4 e, as menores concentrações determinadas nos peixes capturados no ponto 6, localizado ao norte. Além destes EPTs, ainda na comparação entre

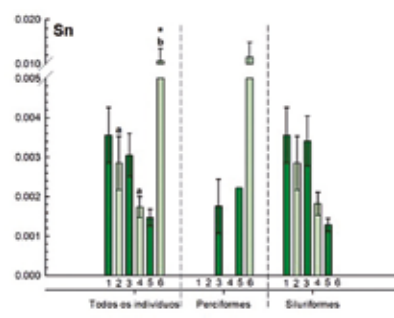
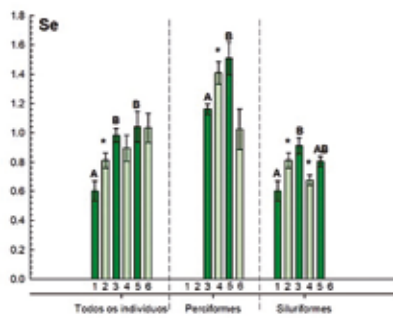
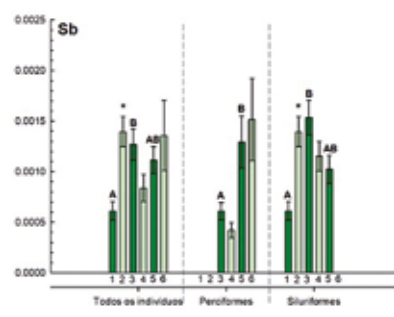
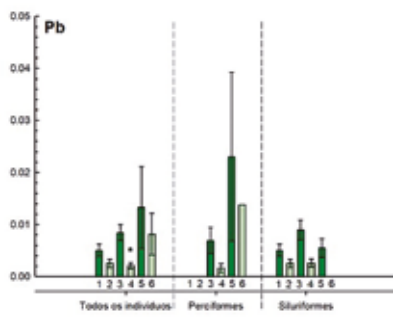
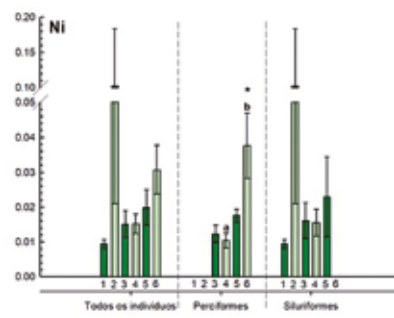
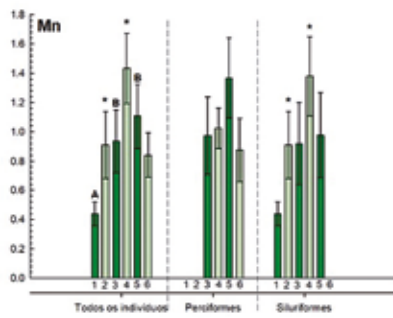
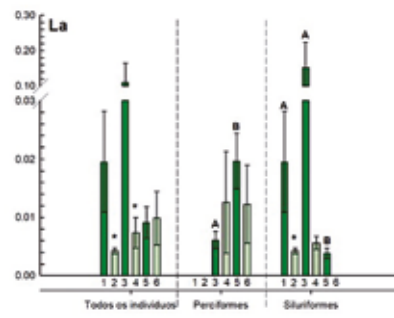
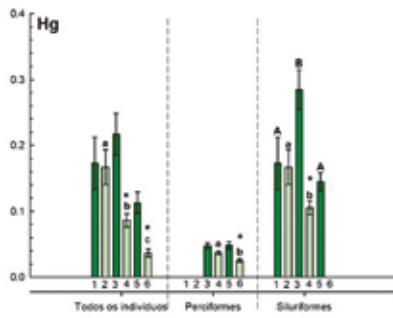
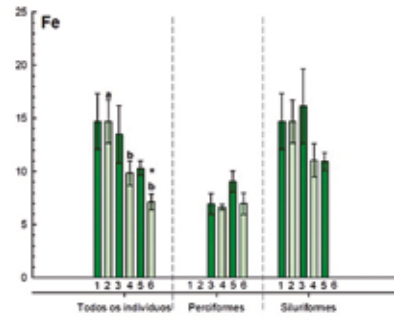
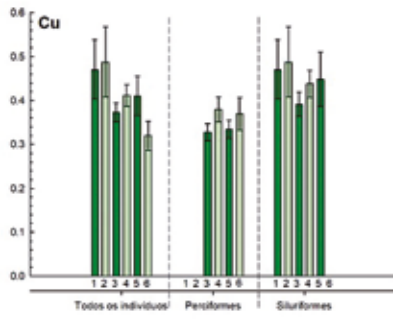
os três pontos distantes da costa, observou-se a presença de maiores concentrações de Co nos peixes capturados nos pontos 2 e 4, de Fe nos peixes capturados no ponto 2 e Sn nos peixes capturados no ponto 6. Na comparação entre os pontos próximos com aqueles distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6) observou-se que os animais capturados no ponto 1 apresentaram maiores concentrações de Ce e La e menores concentrações de Ba, Mn, Sb e Se, em relação aos peixes do ponto 2; os animais capturados no ponto 3 apresentaram maiores concentrações de Hg, La e Pb e menores concentrações de Ba e Mn, em relação aos animais capturados no ponto 4; e os animais capturados no ponto 5 apresentaram maiores concentrações de Co, Fe e Hg e menores concentrações de Ag, Cd e Sn em relação àqueles do ponto 6 (Figura 236).

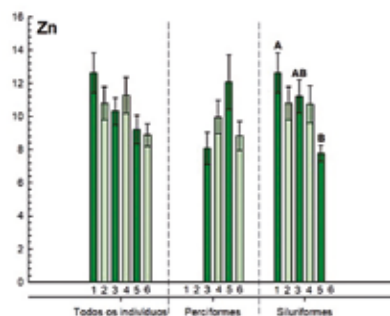
No compartimento marinho não foram capturados indivíduos da ordem Perciformes nos pontos localizados ao sul (1 e 2), bem como da ordem Siluriformes no ponto 6. Portanto, em cada um destes agrupamentos os pontos com indivíduos faltantes não foram avaliados. Ainda assim, em relação aos Perciformes, foi possível identificar que os peixes capturados no ponto 5 apresentaram maiores concentrações dos elementos Ce, Co, La, Sb e Se que os peixes capturados no ponto 3, também próximo da costa. A comparação entre os pontos 4 e 6 (distantes da costa) indicou que o elemento Hg esteve presente em maiores concentrações nos peixes capturados no ponto 4, enquanto o elemento Ni esteve presente em maiores concentrações nos peixes capturados no ponto 6. As comparações entre os pontos 3 e 4 e, entre os pontos 5 e 6, indicaram que os peixes do ponto 3 apresentam maiores concentrações de Co e menores concentrações de Se, enquanto os peixes capturados no ponto 5 apresentaram maiores concentrações de Co e Hg e menores concentrações de As, Cd e Ni (Figura 236).

Os peixes agrupados na ordem Siluriformes, na avaliação entre os pontos próximos da costa, apresentaram maiores concentrações dos elementos As, Sb e Se nos peixes capturados no ponto 3 em relação àqueles do ponto 1 e, maiores concentrações dos elementos Ce e La nos peixes capturados nos pontos 1 e 3 em relação aos peixes capturados no ponto 5. Além disso, as concentrações de Hg nos peixes capturados no ponto 3 foram superiores as determinadas nos peixes capturados nos pontos 1 e 5, enquanto, as concentrações de Zn foram superiores nos peixes capturados no ponto 1 em relação aos peixes capturados no ponto 5. Os Siluriformes capturados nos pontos distantes da costa (2 e 4) apresentaram apenas diferença na concentração de Hg, a qual esteve mais elevada nos peixes capturados no ponto 2 que nos capturados no ponto 4. A comparação entre os Siluriformes capturados nos pontos 1 e 2 e nos pontos 3 e 4 indicou que os animais capturados no ponto 1 apresentaram maiores concentrações de Ce e La e, menores concentrações de Ba, Mn, Sb e Se em relação aos animais capturados no ponto 2, enquanto, os animais capturados no ponto 3 apresentaram maiores concentrações de As, Hg e Se e menores concentrações de Mn em relação aos animais capturados no ponto 4 (Figura 236). Especial destaque deve ser dada à concentração de As que em todos os pontos amostrais do compartimento marinho, independentemente do agrupamento avaliado, esteve acima da concentração máxima permitida pela legislação brasileira através da RDC nº 42/2013, com violações que chegam a mais de 40x, como por exemplo, no caso dos Siluriformes capturados no ponto 3 (Figura 236).

Figura 236 – Concentração de EPTs (mg.kg⁻¹ de peso úmido) em tecido muscular de peixes capturados no compartimento 5 e avaliados em conjunto ou de acordo com a ordem.







Linhas tracejadas em vermelho correspondem aos limites máximos permitidos pela legislação brasileira de acordo com a Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA (RDC nº 42/2013). Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os pontos amostrais distantes da costa (20 km; 2, 4 e 6); Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa nas concentrações de EPTs entre os pontos amostrais próximos à costa (5 km; 2, 4 e 6); * indica diferença significativa nas respostas observadas entre os indivíduos dos pontos próximos e distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

Em suma, com relação à bioacumulação de metais, os resultados indicaram a presença de todos os elementos avaliados, obviamente, em concentrações variáveis entre os pontos controle negativo (CN), controle positivo (CP) e dentro da APDL (DA), conforme já descrito nas comparações estatísticas realizadas acima. No entanto, conforme pode ser verificado na Tabela 61, de maneira geral, as maiores concentrações dos diferentes elementos estão presentes nos pontos dentro da área de passagem e deposição da lama de rejeitos. No compartimento 1, na estação seca, 11 dos 17 EPTs avaliados tiveram suas maiores concentrações determinadas nos peixes capturados no ponto DQ (64,71% das observações), enquanto na estação chuvosa, as maiores concentrações foram observadas em 10 elementos determinados nos peixes capturados no ponto DA (58,82% das observações); no compartimento 2, 13 e 8 elementos tiveram suas maiores concentrações determinadas nos peixes capturados no ponto DA, nas estações seca e chuvosa (76,47% e 47,06% das observações), respectivamente. Apenas no compartimento 3 as maiores concentrações dos elementos não foram verificadas em sua maioria nos pontos dentro da APDL. Neste compartimento, as maiores concentrações foram encontradas para 7 elementos determinados nos peixes capturados nos pontos CN e CP, na estação seca (41,18% das observações em cada um dos pontos) e, na estação chuvosa, para 8 e 7 elementos determinados nos peixes capturados nos pontos CN e DA (47,06% e 41,18% das observações), respectivamente. No compartimento estuarino, considerado dentro da área de passagem e deposição da lama, as maiores concentrações de EPTs foram evidenciadas na estação chuvosa (82,35% das observações).

Dos 19 EPTs avaliados no presente estudo, apenas 4 (As, Cd, Hg e Pb) possuem limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira (ANVISA, 2013). Desses, o arsênio (As) violou entre 56 a 3111% os limites máximos estabelecidos pela legislação. As violações nas concentrações de As ocorreram no estuário (em ambas as estações) e mar (estação chuvosa). Todos esses pontos correspondem a locais dentro da APDL. O Hg ultrapassou as concentrações legisladas de forma bastante pontual no ponto DQ, na estação seca. Os elementos Cd e Pb não violaram os limites estabelecidos pela regulamentação brasileira, independentemente do ponto, compartimento ou estação (Tabela 61 e Tabela 62).

Tabela 61 – Média das concentrações de EPTs ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de peso úmido) para todos os espécimes capturados em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre.

Compartimento	Estação	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
1	SECA	CN	ND	2,596	0,014	0,196	0,0001	0,006	0,058	0,155	5,296	0,142	0,468	0,006	0,002	0,0004	0,315	0,0007	4,499
		CP	ND	5,023	0,278	0,189	0,0001	0,012	0,068	0,138	7,051	0,124	0,564	0,005	0,004	0,0003	0,507	0,0007	4,651
		DA	ND	4,560	0,022	0,636	0,0002	0,011	0,073	0,119	4,748	0,048	0,385	0,010	0,002	0,0004	0,300	0,0010	3,475
		DQ	ND	5,936	0,007	0,165	0,0002	0,005	0,140	0,362	18,082	0,545	1,736	0,011	0,012	0,0004	0,713	0,0014	15,963
		CN	ND	6,997	0,023	1,099	0,0004	0,012	0,110	0,303	8,341	0,074	1,470	0,013	0,010	0,0005	0,528	0,0017	9,745
		CP	ND	9,404	0,757	0,344	0,0003	0,022	0,183	0,223	10,754	0,227	1,666	0,018	0,011	0,0016	1,225	0,0013	11,794
		DA	ND	17,982	0,118	0,153	0,0003	0,019	0,206	0,609	73,471	0,468	3,823	0,026	0,033	0,0052	0,547	0,0034	9,446
		DQ	ND	5,914	0,011	3,235	0,0004	0,020	0,094	0,180	14,554	0,134	3,564	0,017	0,024	0,0006	0,636	0,0013	15,604
		CN	ND	1,674	0,008	0,048	0,0003	0,005	0,102	0,143	3,985	0,082	0,187	0,006	0,003	0,0002	0,369	0,0007	3,422
		CP	ND	2,622	0,031	0,043	0,0001	0,005	0,154	0,241	5,236	0,028	0,448	0,012	ND	0,0003	0,309	ND	7,124
2	DA	0,0005	6,259	0,056	0,113	0,0004	0,011	0,093	2,837	5,698	0,115	0,381	0,018	0,004	0,0003	0,560	0,0040	3,778	
	CN	ND	8,881	0,171	0,083	0,0005	0,008	0,239	0,273	10,013	0,064	0,461	0,017	0,007	0,0037	0,523	0,0021	9,114	
	CP	0,246	6,322	0,048	1,003	0,0012	0,009	0,104	0,206	7,333	0,087	4,193	0,016	0,011	0,0014	0,600	0,0016	9,313	
	DA	0,203	9,358	0,083	0,118	0,0006	0,010	0,191	0,400	16,024	0,209	0,546	0,043	0,009	0,0007	0,695	0,0019	11,771	
3	CN	0,0003	5,263	0,018	0,133	0,0002	0,006	0,124	0,161	6,696	0,127	0,823	0,011	0,003	0,0002	0,997	0,0022	4,198	
	CP	0,0005	7,085	0,012	0,140	0,0002	0,006	0,117	0,221	6,227	0,073	0,611	0,009	0,004	0,0004	0,356	0,0016	4,774	
	DA	0,0002	3,866	0,034	0,176	0,0001	0,003	0,136	0,173	5,999	0,083	0,410	0,009	0,002	0,0003	0,979	0,0008	4,503	
	CN	0,0003	5,898	0,083	0,147	0,0009	0,009	0,243	0,585	14,191	0,315	0,799	0,026	0,007	0,0010	1,136	0,0029	11,354	
4	CP	0,0002	8,596	0,018	0,725	0,0008	0,007	0,145	0,340	11,955	0,238	2,452	0,016	0,009	0,0003	0,583	0,0021	10,880	
	DA	0,0004	7,199	0,024	0,719	0,0010	0,009	0,163	0,470	14,673	0,262	4,320	0,015	0,012	0,0005	1,195	0,0022	9,875	
	DA	0,0006	5,361	1,565	0,281	0,0012	0,017	0,135	0,295	11,232	0,317	0,487	0,008	0,007	0,0005	0,585	0,0013	6,436	
	DA	0,0003	8,595	8,046	0,473	0,0017	0,035	0,200	0,773	19,507	0,385	0,615	0,012	0,004	0,0004	1,029	0,0020	14,976	
5	MAR 1	0,0002	12,216	20,634	0,066	0,0003	0,022	0,224	0,471	14,706	0,173	0,438	0,009	0,005	0,0006	0,602	0,0036	12,629	
	MAR 2	0,0004	10,117	26,422	0,173	0,0002	0,024	0,280	0,487	14,668	0,167	0,909	0,102	0,003	0,0014	0,812	0,0029	10,783	
	MAR 3	0,0003	11,159	32,117	0,156	0,0003	0,021	0,154	0,373	13,503	0,217	0,935	0,015	0,008	0,0013	0,983	0,0031	10,315	
	MAR 4	0,0061	8,769	15,613	0,271	0,0002	0,019	0,152	0,412	9,867	0,086	1,433	0,015	0,002	0,0008	0,895	0,0017	11,271	
	MAR 5	0,0003	7,753	22,123	0,176	0,0001	0,024	0,176	0,410	10,315	0,113	1,107	0,020	0,013	0,0011	1,039	0,0015	9,203	
	MAR 6	0,972	8,980	6,041	0,140	0,0003	0,008	0,200	0,320	7,140	0,037	0,841	0,031	0,008	0,0014	1,033	0,0107	8,867	

A coloração das células indica o gradiente de concentração encontrado em cada um dos pontos para cada uma das estações, sendo verde indicativo de menores concentrações e vermelho de maiores concentrações. CN – controle negativo; CP – controle positivo; DA – dentro da APDL; DQ – Dique S4. Dentre os pontos marinhos, os pontos 1, 3 e 5 correspondem aos pontos distantes 5 km da costa e, os pontos 2, 4 e 6 os pontos distantes 20 km da costa. ND – não determinado

Tabela 62 – Média das concentrações dos elementos As, Cd, Hg e Pb (mg.kg^{-1} de peso úmido) para todos os espécimes capturados em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre

Compartimento	Estação	Ponto	As	Cd	Hg	Pb
1	SECA	CN	0,014	0,0001	0,142	0,002
		CP	0,278	0,0001	0,124	0,004
		DA	0,022	0,0002	0,048	0,002
		DQ	0,007	0,0002	0,545	0,012
	CHUVOSA	CN	0,023	0,0004	0,074	0,010
		CP	0,757	0,0003	0,227	0,011
		DA	0,118	0,0003	0,468	0,033
		DQ	0,011	0,0004	0,134	0,024
2	SECA	CN	0,008	0,0003	0,082	0,003
		CP	0,031	0,0001	0,028	ND
		DA	0,056	0,0004	0,115	0,004
	CHUVOSA	CN	0,171	0,0005	0,064	0,007
		CP	0,048	0,0012	0,087	0,011
		DA	0,083	0,0006	0,209	0,009
3	SECA	CN	0,018	0,0002	0,127	0,003
		CP	0,012	0,0002	0,073	0,004
		DA	0,034	0,0001	0,083	0,002
	CHUVOSA	CN	0,083	0,0009	0,315	0,007
		CP	0,018	0,0008	0,238	0,009
		DA	0,024	0,0010	0,262	0,012
4	SECA	DA	1,565	0,0012	0,317	0,007
	CHUVOSA	DA	8,046	0,0017	0,385	0,004
5	CHUVOSA	MAR 1	20,634	0,0003	0,173	0,005
		MAR 2	26,422	0,0002	0,167	0,003
		MAR 3	32,117	0,0003	0,217	0,008
		MAR 4	15,613	0,0002	0,086	0,002
		MAR 5	22,123	0,0001	0,113	0,013
		MAR 6	6,041	0,0003	0,037	0,008

ND = não determinado; células coloridas correspondem às violações perante a regulamentação nacional (ANVISA, 2013; As= 1 mg.kg^{-1} , Cd= $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$, Hg= $0,5/1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ e Pb= $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Quando as concentrações desses elementos são apresentadas para cada uma das espécies capturadas em cada um dos pontos amostrais (Tabela 63) é possível identificar que espécimes que têm hábitos bentônicos, ou seja, associados ao sedimento (como, por exemplo, bagres, cascudos e linguados) apresentaram maiores concentrações de EPTs. Do mesmo modo, espécimes que possuem a carnívoria e a omnívoria como hábitos alimentares foram as que apresentaram as maiores concentrações, bem como o maior número de violações quanto às concentrações dos EPTs que possuem regulamentação nacional (Tabela 63 e Tabela 64). É importante ressaltar que muitos dos elementos que não possuem limites legislados foram identificados em elevadas concentrações nos peixes dos diferentes habitats e hábitos alimentares ao longo dos diferentes compartimentos avaliados, tais como: Ag, Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Ni, Se e Zn (Tabela 61 e Tabela 63).

Tabela 63 – Média das concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹ de peso úmido) por espécie capturada em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre

Estação	Ponto	Espécie	Nome comum	Ag	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
SECA	CN	<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	3,244	0,015	0,280	0,0001	0,006	0,059	0,193	7,080	0,203	0,636	0,006	0,003	0,0006	0,321	0,001	5,666
		<i>H. affinis</i>	Cascudo	ND	0,977	0,044	0,071	0,0008	0,005	0,077	0,076	2,198	0,009	0,073	0,006	0,000	ND	0,353	0,0004	2,985
	CP	<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	ND	1,501	0,008	0,043	0,0001	0,003	0,034	0,084	2,139	0,041	0,174	0,004	0,002	0,0002	0,292	0,001	2,206
		<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	ND	2,221	0,002	0,084	0,0001	0,001	0,036	0,111	2,088	0,047	0,279	0,003	0,003	0,0001	0,220	ND	3,112
	DQ.S4	<i>R. queilen</i>	Bagre/lundiá	ND	0,985	0,010	0,024	0,0001	0,011	0,166	0,097	2,407	0,032	0,177	0,005	0,001	0,0001	0,402	ND	2,532
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	5,023	0,278	0,189	0,0001	0,012	0,068	0,138	7,051	0,124	0,564	0,005	0,004	0,0003	0,507	0,001	4,651
	DA	<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	ND	3,855	0,024	0,637	0,0002	0,011	0,059	0,144	4,397	0,045	0,343	0,008	0,002	0,0004	0,281	0,001	3,512
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	5,821	0,020	0,692	0,0002	0,012	0,097	0,097	5,631	0,055	0,493	0,013	0,003	0,0006	0,300	0,001	3,500
		<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	ND	3,039	0,023	0,408	0,0001	0,006	0,047	0,082	2,971	0,036	0,164	0,005	0,001	0,0001	0,391	0,0004	3,190
		<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	ND	5,936	0,007	0,165	0,0002	0,005	0,140	0,362	18,082	0,545	1,736	0,011	0,012	0,0004	0,713	0,001	15,963
CHUVOSA	CN	<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	ND	3,770	0,003	0,338	0,0003	0,003	0,076	0,658	7,842	0,036	1,758	0,008	0,012	ND	0,323	0,001	18,081
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	4,948	0,033	2,632	0,0004	0,021	0,114	0,242	6,786	0,060	2,481	0,012	0,008	0,0003	0,531	0,002	9,196
	CP	<i>H. intermedius</i>	Trairão	ND	5,297	0,009	0,219	0,0004	0,003	0,095	0,215	6,338	0,136	0,465	0,012	0,013	0,0005	0,457	0,001	7,718
		<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	ND	11,171	0,027	0,210	0,0005	0,010	0,126	0,214	10,746	0,088	0,616	0,018	0,011	0,0006	0,649	0,002	6,733
	DQ.S4	<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	8,087	0,810	0,410	0,0003	0,027	0,192	0,219	9,499	0,238	1,644	0,018	0,009	0,0018	1,258	0,001	11,895
		<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	ND	4,732	1,651	0,039	0,0007	0,005	0,203	0,204	5,943	0,137	0,341	0,016	0,005	0,0019	1,612	0,001	7,290
	DA	<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	ND	18,327	0,046	0,166	0,0005	0,009	0,127	0,250	19,433	0,216	2,436	0,022	0,023	0,0005	0,863	0,002	13,540
		<i>R. queilen</i>	Bagre/lundiá	ND	17,982	0,118	0,153	0,0003	0,019	0,206	0,609	73,471	0,468	3,823	0,026	0,033	0,0052	0,547	0,003	9,446
	DQ.S4	<i>A. ipatinguensis</i>	Acará	ND	5,914	0,011	3,235	0,0004	0,020	0,094	0,180	14,554	0,134	3,564	0,017	0,024	0,0006	0,636	0,001	15,604

Estação	Ponto	Espécie	Nome comum	Ag	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
SECA	CN	<i>O. niloticus</i>	Tilápia	ND	1,537	0,002	0,021	0,0001	0,004	0,126	0,148	3,384	0,001	0,164	0,005	0,004	0,0003	0,063	0,001	3,516
		<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	ND	2,032	0,013	0,033	0,0006	0,007	0,106	0,128	5,965	0,178	0,101	0,012	0,003	0,0004	0,735	0,001	3,402
		<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	ND	1,487	0,008	0,090	0,0001	0,004	0,075	0,151	2,804	0,078	0,288	0,004	0,001	0,0002	0,346	0,001	3,347
	CP	<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	ND	3,573	0,028	0,057	0,0001	0,003	0,153	0,341	6,660	0,018	0,758	0,015	ND	0,0005	0,213	ND	8,934
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	1,670	0,035	0,030	0,0001	0,008	0,155	0,140	3,812	0,038	0,138	0,008	ND	0,0001	0,406	ND	5,314
	DA	<i>H. intermedius</i>	Trairão	ND	1,695	0,043	0,181	0,0002	0,003	0,069	0,101	2,071	0,135	1,067	0,008	0,002	0,0008	0,454	0,002	3,170
			Cascudo	0,000496	4,116	0,118	0,127	0,0002	0,005	0,106	0,156	5,935	0,018	0,132	0,034	0,004	0,0002	0,644	0,003	4,291
		<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	ND	2,147	0,014	0,057	0,0007	0,008	0,155	0,126	5,521	0,255	0,108	0,008	0,004	0,0005	0,858	0,013	3,323
		<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	ND	22,770	0,010	0,093	0,0015	0,063	0,076	0,540	14,269	0,090	0,669	0,016	0,009	0,0004	0,702	0,007	5,369
		<i>P. wertheimeri</i>	Cascudo	0,0006	5,485	0,010	0,089	0,0002	0,005	0,077	8,752	3,593	0,202	0,394	0,006	0,003	0,0002	0,366	0,002	2,883
<i>C. rendalli</i>		Tilápia rendalii	ND	12,781	0,370	0,082	0,0003	0,007	0,261	0,282	11,428	0,015	0,628	0,024	0,005	0,0014	0,173	0,003	8,292	
<i>P. maculatus</i>		Mandi-amarelo	ND	7,774	0,035	0,078	0,0007	0,010	0,182	0,261	10,265	0,081	0,359	0,014	0,010	0,0016	0,905	0,002	10,527	
CHUVOSA	CN	<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	ND	4,228	0,066	0,090	0,0005	0,008	0,297	0,277	7,235	0,119	0,354	0,011	0,005	0,0155	0,469	0,001	8,127
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,246	8,805	0,073	2,807	0,0005	0,020	0,138	0,188	8,586	0,070	11,462	0,020	0,010	0,0009	0,495	0,001	12,897
	CP	<i>H. brasiliensis</i>	Traíra	ND	4,935	0,019	0,072	0,0006	0,004	0,067	0,300	6,524	0,199	0,748	0,009	0,005	0,0006	0,552	0,001	8,158
		<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	ND	5,121	0,040	0,110	0,0018	0,004	0,093	0,192	6,757	0,068	0,507	0,014	0,012	0,0018	0,680	0,002	7,346
	DA	<i>H. aff. malabaricus</i>	Traíra	0,0004	3,807	0,034	0,182	0,0008	0,003	0,223	0,229	7,711	0,218	0,879	0,013	ND	0,0006	0,689	0,002	11,617
		<i>H. brasiliensis</i>	Traíra	0,009	4,901	0,026	0,049	0,0003	0,004	0,103	0,224	9,598	0,289	0,466	0,014	0,001	0,0003	0,747	0,001	6,962
		<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,484	13,934	0,188	0,118	0,0005	0,013	0,171	0,373	21,057	0,022	0,374	0,074	0,008	0,0009	0,919	0,002	12,582
	<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0011	8,230	0,017	0,125	0,0008	0,011	0,236	0,549	16,056	0,361	0,651	0,023	0,015	0,0008	0,453	0,002	12,931	

Estação	Ponto	Espécie	Nome comum	Ag	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
SECA	CN	<i>D. carinotus</i>	Cascudo-laje	0,0003	5,669	0,016	0,024	0,0001	0,003	0,139	0,117	5,569	0,027	0,146	0,009	0,001	0,00004	0,660	ND	3,837
		<i>H. intermedius</i>	Trairão	0,0002	3,216	0,038	0,240	0,0005	0,002	0,107	0,145	5,502	0,277	1,011	0,005	0,003	0,0001	1,165	ND	5,001
		<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0003	7,707	0,018	0,235	0,0002	0,008	0,120	0,206	8,772	0,106	1,212	0,012	0,005	0,0003	1,236	0,002	4,066
		<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,0005	4,197	0,015	0,090	0,0002	0,005	0,150	0,140	6,897	0,031	0,171	0,015	0,004	0,0002	0,823	ND	4,793
	CP	<i>M. conirostris</i>	Corimba/Comimbata	0,0001	2,294	0,014	0,063	0,0003	0,019	0,054	0,137	3,766	0,199	2,040	0,006	0,001	0,0001	1,330	ND	2,819
		<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0002	3,013	0,020	0,116	0,0003	0,001	0,117	0,163	3,219	0,591	1,458	0,008	0,002	0,0002	0,495	ND	6,108
		<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0004	6,361	0,013	0,210	0,0002	0,006	0,117	0,261	8,521	0,059	0,712	0,010	0,003	0,0005	0,272	0,002	4,553
		<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0002	2,267	0,015	0,019	0,0003	0,003	0,037	0,092	2,905	0,194	0,134	0,002	0,001	ND	0,777	ND	3,259
		<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0006	8,773	0,010	0,094	0,0001	0,007	0,132	0,207	4,598	0,063	0,605	0,009	0,005	0,0004	0,355	0,001	5,297
		<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	0,00004	3,120	0,006	0,154	0,0001	0,002	0,081	0,197	4,485	0,015	0,964	0,016	0,002	ND	0,370	0,001	6,608
DA	<i>C. lacustris</i>	Jacundá	0,0002	2,874	0,082	0,520	0,0000	0,002	0,127	0,120	3,602	0,034	0,374	0,009	0,001	0,0001	1,034	ND	4,830	
	<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0002	3,541	0,025	0,064	0,0002	0,004	0,091	0,165	6,587	0,096	0,448	0,007	0,001	0,0007	1,455	ND	4,167	
	<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0002	4,993	0,018	0,028	0,0002	0,004	0,191	0,206	7,709	0,130	0,223	0,008	0,002	0,0002	0,828	ND	3,807	
	<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0006	2,401	0,147	0,076	0,0019	0,019	0,252	0,762	24,402	0,509	0,951	0,023	ND	0,0037	2,462	0,001	11,374	
CN	<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0002	5,281	0,152	0,230	0,0007	0,009	0,009	0,193	0,338	11,298	0,282	1,126	0,014	0,007	0,0004	1,515	0,002	9,315
	<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0001	4,290	0,033	0,075	0,0002	0,005	0,158	0,254	4,520	0,547	0,334	0,668	0,030	0,009	0,0007	0,610	0,004	16,920
	<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0004	8,022	0,023	0,103	0,0013	0,010	0,347	1,029	21,564	0,191	0,668	0,030	0,009	0,0007	0,610	0,004	16,920	
	<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	ND	5,807	0,015	1,114	0,0002	0,005	0,121	0,366	7,381	0,253	4,128	0,026	0,010	0,0003	0,515	0,003	20,194	
	<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0001	10,283	0,019	1,163	0,0019	0,007	0,102	0,405	15,749	0,250	3,810	0,004	0,012	0,0002	0,663	0,001	7,501	
	<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0002	7,962	0,017	0,171	0,0002	0,010	0,187	0,271	11,971	0,225	0,569	0,010	0,005	0,0003	0,592	0,002	7,569	
CHUVOSA	<i>P. piraya</i>	Piranha-amarela	0,0003	14,092	0,033	0,093	0,0004	0,008	0,210	0,246	13,315	0,205	0,253	0,049	0,008	0,0008	0,497	0,002	8,434	
	<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0003	6,958	0,011	0,472	0,0002	0,008	0,158	0,393	10,010	0,219	0,476	0,013	0,005	0,0005	0,550	0,001	6,712	
	<i>H. aff. malabaricus</i>	Traira	0,0007	14,969	0,049	0,624	0,0005	0,003	0,071	0,211	4,931	0,424	4,299	0,016	0,007	0,0003	1,485	0,002	7,745	
	<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0004	5,775	0,029	0,951	0,0008	0,011	0,172	0,506	17,158	0,277	4,979	0,010	0,008	0,0004	1,629	0,002	8,829	
DA	<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,0003	6,066	0,008	0,465	0,0015	0,009	0,187	0,524	15,220	0,182	3,504	0,020	0,019	0,0005	0,545	0,003	11,982	

Estação	Ponto	Espécie	Nome comum	Ag	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn		
4	SECA	<i>G. genidens</i>	Bagre	0,0005	8,281	4,208	0,499	0,0003	0,021	0,165	0,258	13,313	0,410	0,427	0,008	0,007	0,0006	0,363	0,002	6,845		
				0,0006	28,796	0,160	0,796	0,0005	0,031	0,199	0,163	23,187	0,027	2,343	0,050	0,025	0,0030	0,679	0,003	8,766		
		<i>M. littoralis</i>	Judeu/Papa-terra	0,0011	3,566	0,623	0,623	0,0003	0,020	0,179	0,167	0,036	6,036	0,155	0,674	0,016	0,007	0,0007	1,190	0,002	6,657	
				0,0004	1,456	0,051	0,027	0,0005	0,005	0,156	0,301	8,552	0,157	0,186	0,005	0,004	0,0001	1,112	0,001	4,625		
		<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,0007	2,514	0,063	0,120	0,0024	0,017	0,087	0,349	9,945	0,346	0,494	0,006	0,006	0,0004	0,473	0,001	6,656		
				0,0003	10,603	13,457	0,762	0,0007	0,048	0,210	0,719	19,546	0,388	0,663	0,010	0,005	0,0004	0,652	0,002	17,845		
		CHUVOSA	DA	<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0003	8,412	0,407	0,071	0,0011	0,009	0,213	0,383	12,132	0,335	0,393	0,016	0,003	0,0003	2,053	0,002	9,540
						0,0002	2,813	0,198	0,144	0,0056	0,030	0,151	1,454	29,222	0,439	0,765	0,011	0,005	0,0003	0,793	0,002	13,618
		5	CHUVOSA	<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	0,0002	12,216	20,634	0,066	0,0003	0,022	0,224	0,471	14,706	0,173	0,438	0,009	0,005	0,0006	0,602	0,004	12,629
						0,0004	10,117	26,422	0,173	0,0002	0,024	0,280	0,487	14,668	0,167	0,909	0,102	0,003	0,0014	0,812	0,003	10,783
0,0003	13,444					43,004	0,182	0,0003	0,025	0,172	0,392	16,130	0,284	0,919	0,016	0,009	0,0015	0,912	0,003	11,210		
0,0003	5,446					4,900	0,092	0,0002	0,012	0,109	0,328	6,936	0,048	0,974	0,012	0,007	0,0006	1,162	0,002	8,079		
0,0006	10,060					20,691	0,311	0,0002	0,022	0,119	0,438	11,048	0,105	1,379	0,016	0,003	0,0012	0,677	0,002	10,718		
0,0001	6,484					5,945	0,142	0,0002	0,009	0,180	0,380	6,631	0,037	1,024	0,010	0,002	0,0004	1,409	ND	9,951		
0,034	5,000					3,509	0,385	0,0006	0,023	0,369	0,278	11,008	0,092	3,607	0,031	0,0004	0,0006	1,015	0,001	22,073		
0,0002	7,728					31,726	0,188	0,0001	0,028	0,151	0,449	10,935	0,145	0,976	0,023	0,005	0,0010	0,805	0,001	7,768		
0,0004	7,804					2,918	0,152	0,0001	0,016	0,225	0,334	9,076	0,049	1,368	0,018	0,023	0,0013	1,509	0,002	12,073		
0,0017	11,518					2,897	0,116	0,0002	0,008	0,189	0,221	9,813	0,038	0,715	0,026	ND	0,0012	0,952	0,010	12,605		
MAR6		<i>Paralichthys sp</i>	Linguado	1,619	8,677	6,669	0,171	0,0003	0,008	0,154	0,385	7,095	0,026	0,921	0,040	0,014	0,0017	1,081	0,012	9,248		
				ND	11,228	4,349	0,138	0,0002	0,008	0,151	0,261	7,291	0,060	0,816	0,010	0,002	ND	0,761	ND	8,257		
				0,0001	17,601	1,479	0,099	0,0002	0,008	0,353	0,259	6,100	0,019	0,551	0,022	ND	0,0003	0,628	0,006	5,942		

A coloração das células indica o gradiente de concentração encontrado entre as espécies em cada um dos pontos, sendo verde indicativo de menores concentrações e vermelho de maiores concentrações. CN – controle negativo; CP – controle positivo; DA – dentro da APDL; DQ S4 – dique S4. Dentre os pontos marinhos, os pontos 1, 3 e 5 correspondem aos pontos distantes 5 km da costa e, os pontos 2, 4 e 6 os pontos distantes 20 km da costa. ND – não determinado.

Tabela 64 – Média das concentrações dos elementos As, Cd, Hg e Pb (mg.kg⁻¹ de peso úmido) por espécie capturada em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre

Comp.	Estação	Ponto	Espécie	Nome comum	As	Cd	Hg	Pb
1	SECA	CN	<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,0149	0,00012	0,2027	0,0027
			<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,0439	0,00078	0,0094	0,0005
			<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0079	0,00006	0,0413	0,0022
			<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0018	0,00015	0,0468	0,0031
			<i>R. quelen</i>	Bagre/Jundiá	0,0103	0,00006	0,0318	0,0011
		CP	<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,2775	0,00009	0,1241	0,0035
			<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	0,0237	0,00025	0,0445	0,0023
		DA	<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,0199	0,00024	0,0548	0,0029
			<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0230	0,00010	0,0364	0,0005
	DQ S4	<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	0,0071	0,00021	0,5452	0,0117	
	CHUVOSA	CN	<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	0,0031	0,00025	0,0364	0,0120
			<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,0335	0,00040	0,0595	0,0080
			<i>H. intermedius</i>	Trairão	0,0086	0,00040	0,1358	0,0130
			<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0274	0,00051	0,0878	0,0110
			<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,8098	0,00025	0,2383	0,0085
		CP	<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	1,6509	0,00068	0,1365	0,0048
			<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0463	0,00055	0,2160	0,0231
		DA	<i>R. quelen</i>	Bagre/Jundiá	0,1175	0,00028	0,4683	0,0334
		DQ S4	<i>A. ipatinguensis</i>	Acará	0,0109	0,00038	0,1336	0,0241
2	SECA	CN	<i>O. niloticus</i>	Tilápia	0,0019	0,00007	0,0011	0,0037
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0132	0,00056	0,1783	0,0030
			<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0085	0,00015	0,0777	0,0015
		CP	<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	0,0277	0,00009	0,0181	ND
			<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,0349	0,00014	0,0381	ND
			<i>H. intermedius</i>	Trairão	0,0432	0,00021	0,1351	0,0015
	DA	<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,1184	0,00023	0,0178	0,0037	
		<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0142	0,00069	0,2549	0,0035	
		<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0099	0,00153	0,0898	0,0093	
	CHUVOSA	CN	<i>P. wertheimeri</i>	Cascudo	0,0096	0,00019	0,2024	0,0030
			<i>C. rendalli</i>	Tilápia rendalii	0,3700	0,00034	0,0148	0,0046
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0351	0,00068	0,0814	0,0096
			<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0655	0,00048	0,1187	0,0048
CP		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,0734	0,00049	0,0704	0,0105	
		<i>H. brasiliensis</i>	Traíra	0,0194	0,00057	0,1992	0,0050	
		<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0399	0,00183	0,0676	0,0123	
DA	<i>H. aff. malabaricus</i>	Traíra	0,0341	0,00075	0,2175	ND		
	<i>H. brasiliensis</i>	Traíra	0,0263	0,00025	0,2889	0,0006		
	<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,1877	0,00054	0,0220	0,0078		
<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0167	0,00084	0,3606	0,0149			

Comp.	Estação	Ponto	Espécie	Nome comum	As	Cd	Hg	Pb	
3	SECA	CN	<i>D. carinotus</i>	Cascudo-laje	0,0159	0,00014	0,0266	0,0014	
			<i>H. intermedius</i>	Trairão	0,0385	0,00046	0,2774	0,0030	
			<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0179	0,00019	0,1063	0,0052	
			<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,0148	0,00019	0,0308	0,0037	
			<i>M. conirostris</i>	Corimba/Comrimbata	0,0137	0,00028	0,1994	0,0011	
			<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0200	0,00033	0,5905	0,0016	
		CP	<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0135	0,00019	0,0592	0,0028	
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0153	0,00032	0,1936	0,0005	
			<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0100	0,00010	0,0634	0,0054	
			DA	<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	0,0056	0,00010	0,0151	0,0020
				<i>C. lacustris</i>	Jacundá	0,0823	0,00004	0,0341	0,0010
				<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0246	0,00017	0,0965	0,0014
	CHUVOSA	CN	<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0177	0,00018	0,1302	0,0023	
			<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,1465	0,00189	0,5094	ND	
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,1519	0,00075	0,2823	0,0071	
		CP	<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0332	0,00020	0,5467	ND	
			<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0231	0,00127	0,1909	0,0086	
			<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	0,0147	0,00023	0,2528	0,0103	
			<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0195	0,00193	0,2497	0,0119	
			<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0170	0,00023	0,2249	0,0046	
			<i>P. piraya</i>	Piranha-amarela	0,0327	0,00038	0,2052	0,0078	
DA	<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0112	0,00024	0,2192	0,0053			
	<i>H. aff. malabaricus</i>	Traíra	0,0493	0,00049	0,4236	0,0071			
	<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0290	0,00083	0,2766	0,0084			
4	SECA	DA	<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,0081	0,00151	0,1822	0,0192	
			<i>G. genidens</i>	Bagre	4,2080	0,0003	0,4103	0,0072	
			<i>G. oceanicus</i>	Amoré/Moré-de-areia	0,1597	0,0005	0,0267	0,0249	
			<i>M. littoralis</i>	Judeu/Papa-terra	0,6230	0,0003	0,1548	0,0065	
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0507	0,0005	0,1566	0,0038	
	CHUVOSA	DA	<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,0629	0,0024	0,3460	0,0062	
			<i>G. genidens</i>	Bagre	13,4566	0,0007	0,3882	0,0048	
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,4073	0,0011	0,3352	0,0025	
			<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,1980	0,0056	0,4394	0,0045	

Comp.	Estação	Ponto	Espécie	Nome comum	As	Cd	Hg	Pb
5	CHUVOSA	MAR 1	<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	20,6345	0,0003	0,1726	0,0051
		MAR 2	<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	26,4216	0,0002	0,1668	0,0025
		MAR 3	<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	43,0039	0,0003	0,2845	0,0090
			<i>C. nobilis</i>	Roncador	4,8996	0,0002	0,0479	0,0069
		MAR 4	<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	20,6906	0,0002	0,1049	0,0026
			<i>C. nobilis</i>	Roncador	5,9453	0,0002	0,0371	0,0016
			<i>Paralichthys sp</i>	Linguado	3,5091	0,0006	0,0919	0,0004
		MAR 5	<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	31,7259	0,0001	0,1448	0,0055
			<i>C. nobilis</i>	Roncador	2,9181	0,0001	0,0485	0,0230
		MAR 6	<i>C. nobilis</i>	Roncador	6,6687	0,0003	0,0261	0,0138
			<i>Paralichthys sp</i>	Linguado	4,3487	0,0002	0,0601	0,0025
			<i>S. stellifer</i>	Cangoá/Cangulo	1,4789	0,0002	0,0187	ND
			<i>Symphurus sp</i>	Linguado	5,7215	0,0003	0,0704	ND

ND = não determinado; células coloridas correspondem às violações perante a regulamentação nacional (ANVISA, 2013; As= 1 mg.kg⁻¹, Cd= 0,05 mg.kg⁻¹, Hg= 0,5/1,0 mg.kg⁻¹ e Pb= 0,3 mg.kg⁻¹).

Estudos realizados previamente ao desastre (linha base), ao longo dos compartimentos da porção continental, já indicavam que espécies de hábitos bentônicos (ou de fundo) apresentam maior tendência em acumular EPTs (JORDÃO et al., 1996; PALMIERI; LEONEL, 2000; ANDRADE, 2003; RAMOS, 2005; PALMIERI, 2006; QUEIROZ, 2006; VEADO et al., 2008; ARANTES et al., 2009; MORAIS, 2009; ANDRADE et al., 2010). Porém, esses estudos de linha base foram, em sua maior parte, desenvolvidos nos rios Carmo e Piracicaba, que são reconhecidamente considerados como impactados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a,b). Esses rios foram incluídos no presente estudo como controles positivos dos compartimentos 1 e 2, respectivamente. A comparação entre os estudos de linha base e os dados obtidos pelo Lactec, por meio das médias das concentrações de EPTs, em peixes capturados no rio Carmo e Piracicaba, demonstram que os valores encontrados estão dentro do previamente descrito e, em alguns casos, até foram reduzidos. Porém, ao comparar os resultados do único estudo de linha base desenvolvido exatamente no rio Doce (ANDRADE, 2003) com os dados aqui apresentados, é possível verificar que houve incremento nas concentrações dos elementos em 2 vezes para Cr, 38 vezes para Cu, 25 vezes para Fe e de 10 vezes para Mn e Zn (Tabela 65), ficando evidente a contribuição do desastre sobre o processo de acúmulo desses EPTs nos peixes capturados na calha deste rio. É válido ressaltar que os resultados apresentados pelo Lactec para o rio Doce (Tabela 65) correspondem a uma média das concentrações de EPTs ao longo dos três compartimentos da porção continental acometidos pela passagem da onda de lama tanto na estação seca quanto na chuvosa, pois, se considerados os compartimentos de forma isolada e/ou as concentrações obtidas em cada uma das estações as variações seriam ainda maiores. Reforça-se, ainda, a ausência de linha base para os elementos Ag, Al, As, Ba, Co, Hg, Sb, Se e Sn no rio Doce, os quais, como já mencionado, apresentaram elevadas concentrações. Apesar disso, quando a concentração média dos EPTs é comparada às médias das concentrações obtidas para esses elementos nos peixes capturados nos pontos controle negativo de cada um dos compartimentos corrobora-se o incremento nas concentrações desses nos pontos dentro da APDL (Tabela 61).

Tabela 65 – Média das concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹ em peso úmido) determinadas em tecido muscular de peixes capturados na região continental da bacia do rio Doce pré e pós o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG.

	Pré-desastre												Pós-desastre			
	Compartimento 1				Compartimento 2				Compartimento 1				Compartimento 2			
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	LACTEC	rio do Carmo	rio Doce	rio do Carmo	LACTEC	rio Piracicaba	LACTEC	rio Doce
Ag	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,246	0,051	
Al	115	ND	ND	ND	ND	259	ND	ND	7,214				4,472	8,204		
As	0,31	2	ND	1,95	ND	ND	1,95	ND	0,517				0,040	0,056		
Ba	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,266				0,523	0,319		
Cd	1,6	ND	0,55	ND	ND	4,6	ND	0,1	0,0002				0,0007	0,0005		
Co	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,017				0,007	0,011		
Cr	6	ND	6,7	1,9	ND	9,5	1,9	0,06	0,126				0,129	0,144		
Cu	2,6	ND	1,45	ND	ND	11,7	ND	0,02	0,180				0,223	0,768		
Fe	168	ND	555	ND	ND	ND	ND	0,82	8,902				6,284	20,102		
Hg	0,11	0,26	ND	1,07	0,1	ND	1,07	ND	0,176				0,058	0,197		
Mn	57	ND	58	ND	ND	15	ND	0,17	1,115				2,321	1,644		
Ni	2,7	ND	2,05	ND	ND	3,4	ND	0,2	0,012				0,014	0,020		
Pb	2,1	ND	4	ND	ND	142	ND	1,18	0,007				0,011	0,010		
Sb	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,0009				0,0008	0,001		
Se	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,866				0,455	0,713		
Sn	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,001				0,002	0,002		
Zn	32	ND	32,5	56	ND	50	ND	0,75	8,222				8,218	7,141		

Números romanos correspondem às referências citadas, a saber: I – Ramos (2005); II – Palmieri (2006); III – Jordão et al. (1996); IV – Queiroz (2006), V – Arantes et al. (2009), VI – Morais (2009), VII – Andrade et al. (2010), VIII – Andrade (2003). A referência VI – Morais (2009) é a única cujos resultados são apresentados em peso seco. Células coloridas correspondem aos resultados dos elementos que apresentaram aumento na concentração quando comparados os dados de linha base (coluna VIII) em relação aos obtidos pelo Lactec. Os valores apresentados pelo Lactec correspondem à média dos resultados obtidos nas estações seca e chuvosa.

Além disso, quando os resultados do presente estudo são comparados aos estudos realizados pós-desastre corrobora-se a bioacumulação de metais e semimetais, independentemente da localidade onde os peixes são coletados, assim como demonstrado pelo estudo de Sartori et al. (2017). Estes autores identificaram que a exposição de espécimes de peixes *Danio rerio* (paulistinha), por 96 h a amostras de água ou sedimento coletadas em quatro localidades ao longo da calha do rio Doce (Regência, Colatina, Aimorés e Bento Rodrigues) foi suficiente para que os peixes acumulassem metais. O acúmulo de metais, especificamente Zn>Fe>Al>Ba>Mn>Cu foi muito similar entre os peixes submetidos tanto as amostras de água quanto de sedimento. No entanto, o acúmulo de Al, Fe e Cu foi maior nos peixes submetidos às amostras de água. Além disso, os peixes expostos as amostras coletadas dos pontos mais próximos da foz (Regência e Colatina) apresentaram maiores concentrações dos metais Al, Ba e Cu, enquanto os peixes submetidos as amostras obtidas de pontos mais próximas a barragem (Bento Rodrigues e Aimorés) acumularam maiores concentrações de Fe, Zn e Mn.

Do mesmo modo, o estudo realizado pela Universidade Federal do Vale do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM, 2017) em parceria com a Associação de Pescadores e Amigos do rio Doce (APARD) identificou que espécimes de diferentes espécies de peixes (*Pygocentrus natereri* – piranha; *Cichia ocellaris* – tucunaré; *Pimelodus maculatus* – mandi; *Plagioscion squamosissimus* – corvina; *Salminus maxillosus* – dourado; *Hypostomus affinis* – cascudo; *Prochilodus vimboides* – curimatá) capturadas na porção média do rio Doce, região de Governador Valadares, nove meses após o desastre, acumularam metais e semimetais em seu tecido muscular. Duas das sete espécies avaliadas (28,6%) apresentaram concentrações acima da estabelecida pela legislação RDC nº 42 (ANVISA, 2013) quanto a presença de metais e semimetais. A espécie que mais acumulou elementos foi *Pimelodus maculatus* (mandi), a qual apresenta hábito de fundo e, conseqüentemente, maior contato com o material sedimentado no rio. Espécimes desta espécie coletados no rio Doce apresentaram contaminação por arsênio (1,385 mg.kg⁻¹) e mercúrio (0,540 mg.kg⁻¹), 38,5% e 8% acima do estabelecido pela legislação, respectivamente, enquanto exemplares desta mesma espécie coletados no rio Corrente Grande (área sob influência de contaminação por metais, mas não afetada pelo desastre) apresentaram apenas contaminação por chumbo (0,324 mg.kg⁻¹), 8% acima da legislação (ANVISA, 2013). Exemplares de *Salminus maxillosus* (dourado), também coletados no rio Doce, apresentaram contaminação por cádmio (0,409 mg.kg⁻¹), 718% acima do estabelecido pela RDC nº 42 (ANVISA, 2013). Ainda assim, os resultados apresentados pelo Lactec no presente estudo demonstram que, de maneira geral, as concentrações de diferentes EPTs estão aumentando ao longo do tempo, o que é esperado uma vez que os elementos estão depositados na calha do rio em toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama. Esse material pode sofrer processos físico-químicos que facilitem a remobilização e constituir-se, portanto, numa fonte contínua de aporte de EPTs nos cursos d'água, especialmente durante o período chuvoso, ampliando as possibilidades de bioacumulação e/ou agravando os efeitos tóxicos sobre a biota (IBAMA, 2015; FERNANDES et al., 2016; HATJE et al., 2017; UFES, 2017). Além disso, metais, como Fe e Mn, não se degradam e permanecem solubilizados na água e/ou precipitado no sedimento de fundo por longo período de tempo (SARTORI et al., 2017) permitindo, também, a disponibilização de outros EPTs, uma vez que apresentam elevada correlação com metais e semimetais (denominados siderófilos), os quais têm seu potencial toxicológico bastante conhecido (PIRES et al., 2003; JUNCÁ et al., 2017; UFES, 2017).

Para a porção estuarino-marinha (entenda-se exatamente a foz do rio Doce e porção adjacente à costa, respectivamente) não existe linha de base, salvo o estudo realizado pela equipe de pesquisadores da FAURG (2016) que realizou amostragem na região próxima a foz do rio Doce para avaliação da concentração de EPTs nos peixes antes da chegada da lama no local. A maior parte dos estudos realizados na região litorânea do estado do Espírito Santo foi realizada em Vitória, devido ao histórico da região quanto à contaminação (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; JESUS et al., 2006; MOREIRA, 2011; SOUZA et al., 2013). Porém, desses estudos apenas dois utilizaram peixes como bioindicadores (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; SOUZA et al., 2013). Além disso, existem alguns estudos realizados na Lagoa Mãe-Bá, que apesar de ser uma lagoa de água doce, tem sido estudada quanto à contaminação por EPTs por estar situada ao lado da Barragem Norte, que corresponde a unidade pelotizadora da Samarco, e receber resíduos dessa barragem por meio de um barramento que é aberto, em média, quatro vezes por ano por cerca de 72 h (PEREIRA; MENDONÇA; ANDRADE FILHO, 2006; FERNANDES et al., 2009). Dos três estudos realizados nessa lagoa (PEREIRA et al., 2008; PEREIRA et al., 2010; PEREIRA; HATTUM; BROUWER, 2012) apenas Pereira et al. (2010) avaliaram espécimes de peixes quanto à contaminação e bioacumulação de EPTs em tecido muscular. Existem, ainda, dois estudos realizados na região de Santa Cruz (SOUZA et al., 2013; NIENCHESKI et al., 2014) que avaliaram a concentração de EPTs em peixes. Devido à baixa disponibilidade de estudos exatamente na foz do rio Doce e porção marinha adjacente, todos os estudos supracitados, foram utilizados como linha base em relação aos resultados obtidos pelo Lactec.

Assim, como já mencionado na porção continental e em estudos realizados previamente ao desastre (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; PEREIRA et al., 2010; SOUZA et al., 2013), espécimes de hábitos associados aos sedimentos e que possuem a carnivorina como hábito alimentar acumularam maiores concentrações de EPTs (Tabela 63). Do mesmo modo, corrobora-se para a região estuarino-marinha a contribuição do desastre para o aumento nas concentrações de EPTs em tecido muscular de peixes. Dos estudos considerados como linha base (Tabela 66), alguns foram realizados em locais onde a concentração de EPTs já era considerada elevada, como no caso da baía de Vitória (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; SOUZA et al., 2013). Além disso, mesmo para aqueles cuja concentração é apresentada em peso seco (PEREIRA et al., 2010; SOUZA et al., 2013), as concentrações são inferiores às determinadas no presente estudo, cujas concentrações são apresentadas em peso úmido, ou seja, “mais diluídas”. Se considerarmos como linha base exclusivamente o estudo realizado pela FAURG (2016) na região da foz do rio Doce antes da chegada da lama e compararmos aos resultados obtidos pelo Lactec para esta mesma região, os incrementos nas concentrações foram de: 1000 vezes para Cd, 5566 vezes para Cr, 534 vezes para Cu, 3074 vezes para Fe, 1102 vezes para Mn e 300 vezes para Pb. Porém, estariam ausentes valores de linha de base para os elementos Ag, Al, As, Ba, Co, Hg, Ni, Sb, Se, Sn e Zn (Tabela 66).

Tabela 66 – Média das concentrações de EPTs (mg.kg^{-1}) determinadas em tecido muscular de peixes capturados na região costeira (estuarina-marinha) adjacente à bacia do rio Doce pré e pós o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG.

Lagoa Mãe-Bá	Pré-Desastre					Pós-desastre								
	Vitória	Santa Cruz	Vitória	Santa Cruz	Santa Cruz	Foz do rio Doce	Foz do rio Doce	Mar 1 (sul)	Mar 3 (foz)	Mar 5 (norte)	Mar 2 (sul)	Mar 4 (foz)	Mar 6 (norte)	
	II	III ^b	<LQ	<LQ	IV	V ^c	Doce	Doce	Dados obtidos pelo Lactec (mg.kg^{-1} de peso úmido)					
Ag	ND	ND	<LQ	<LQ	ND	ND	0,0004	0,0004	0,0002	0,0003	0,0003	0,0004	0,01	0,97
Al	8,92	ND	2,7	1,4	ND	ND	6,978	12,22	11,16	7,75	10,12	8,77	8,98	
As	0,1	ND	0,82	0,51	ND	ND	4,805	20,63	32,12	22,12	26,42	15,61	6,04	
Ba	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,377	0,07	0,16	0,18	0,17	0,27	0,14	
Cd	0,037	0,028	<LQ	<LQ	0,173	0,000001	0,001	0,0003	0,0003	0,0001	0,0002	0,0002	0,0003	
Co	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,026	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	
Cr	0,075	0,155	0,07	0,11	0,0002	0,00003	0,167	0,22	0,15	0,18	0,28	0,15	0,20	
Cu	1,21	0,237	0,66	0,57	0,0049	0,001	0,534	0,47	0,37	0,41	0,49	0,41	0,32	
Fe	33,87	ND	7,8	5	ND	0,005	15,369	14,71	13,50	10,32	14,67	9,87	7,14	
Hg	0,203	ND	0,24	0,22	ND	ND	0,351	0,17	0,22	0,11	0,17	0,09	0,04	
Mn	1,66	ND	0,95	0,39	ND	0,0005	0,551	0,44	0,93	1,11	0,91	1,43	0,84	
Ni	0,023	ND	<LQ	0,05	ND	ND	0,010	0,01	0,02	0,02	0,10	0,02	0,03	
Pb	0,024	0,25	0,05	0,1	ND	0,00002	0,006	0,01	0,01	0,01	0,003	0,002	0,01	
Sb	ND	ND	ND	ND	0,0004	ND	0,0005	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	
Se	ND	ND	0,29	0,69	ND	ND	0,807	0,60	0,98	1,04	0,81	0,89	1,03	
Sn	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,002	0,004	0,003	0,001	0,003	0,002	0,01	
Zn	34,12	4,7	14,2	12	0,0167	ND	10,706	12,63	10,32	9,20	10,78	11,27	8,87	

Números romanos correspondem às referências citadas, a saber: I – Pereira et al. (2010); II – Joyeux; Campanha Filho; Jesus (2004); III – Souza et al. (2013); IV – Niencheski et al. (2014); V – FAURG (2016). a e b – Correspondem à referências cujos resultados são apresentados em peso seco. c – corresponde à referência cujos valores foram aproximados devido terem sido obtidos de gráficos e não de dados brutos. Os valores apresentados pelo Lactec correspondem a média dos resultados obtidos nas estações seca e chuvosa para cada um dos pontos. Células coloridas correspondem aos resultados dos elementos que apresentaram aumento na concentração quando comparados os dados de linha base (coluna V) aos obtidos pelo Lactec.

É válido ressaltar que as concentrações dos EPTs determinadas nos peixes capturados na porção marinha, tanto nos pontos mais próximos da costa (1, 3 e 5) quanto nos mais afastados (pontos 2, 4 e 6), também estão bastante elevadas (Tabela 61 e Tabela 63). Nesse caso, se utilizarmos os resultados obtidos pelo Lactec para a foz do rio Doce como linha de base, é possível verificar que as concentrações dos elementos Al, As, Mn, Pb, Sb, Se, Sn e Zn, na maior parte dos pontos marinhos, estão superiores às encontradas para a foz do rio Doce e que, para os elementos Cr, Cu e Fe as concentrações estão muito similares (Tabela 66). É importante ressaltar que os pontos 2, 4 e 6, localizados a 20 km da costa, estão fora da faixa de proibição da pesca estabelecida pela Justiça Federal do Espírito Santo [processo no 0002571-13.2016.4.02.5004 (2016.50.04.002571-0) datada de 17/02/2016]] (Figura 237 e Figura 238), porém, mesmo fora desta área de proibição os peixes apresentaram elevadas concentrações dos diferentes EPTs. Os peixes capturados nos pontos marinhos são organismos que possuem hábito de fundo, assim, esses animais podem se contaminar tanto por contato com os sólidos em suspensão na água (Figura 237) quanto pelo contato direto com o material que vem se sedimentando ao longo de toda a extensão avaliada (Figura 238), refletindo no prejuízo identificado nos organismos ali capturados, conforme já descrito pelos diferentes biomarcadores. Cabe ressaltar que o material que está atingindo os pontos mais distantes é, provavelmente, aquele composto por partículas granulométricas de característica muito fina e constituídas, basicamente, de grânulos de silte ou argila, as quais associam mais facilmente contaminantes devido às características de ligações químicas que as mesmas propiciam (PIRES et al., 2003; PUPPIM, 2014; SEGURA et al., 2016; UFES, 2016b; HATJE et al., 2017; JUNCÁ et al., 2017; UFES, 2017).

Figura 237 – Mapa da delimitação da área de proibição da pesca (em magenta) e da concentração de sólidos em suspensão na região esturina-marinha acometida pela lama proveniente do rompimento da Barragem de Fundão, em Marina- MG

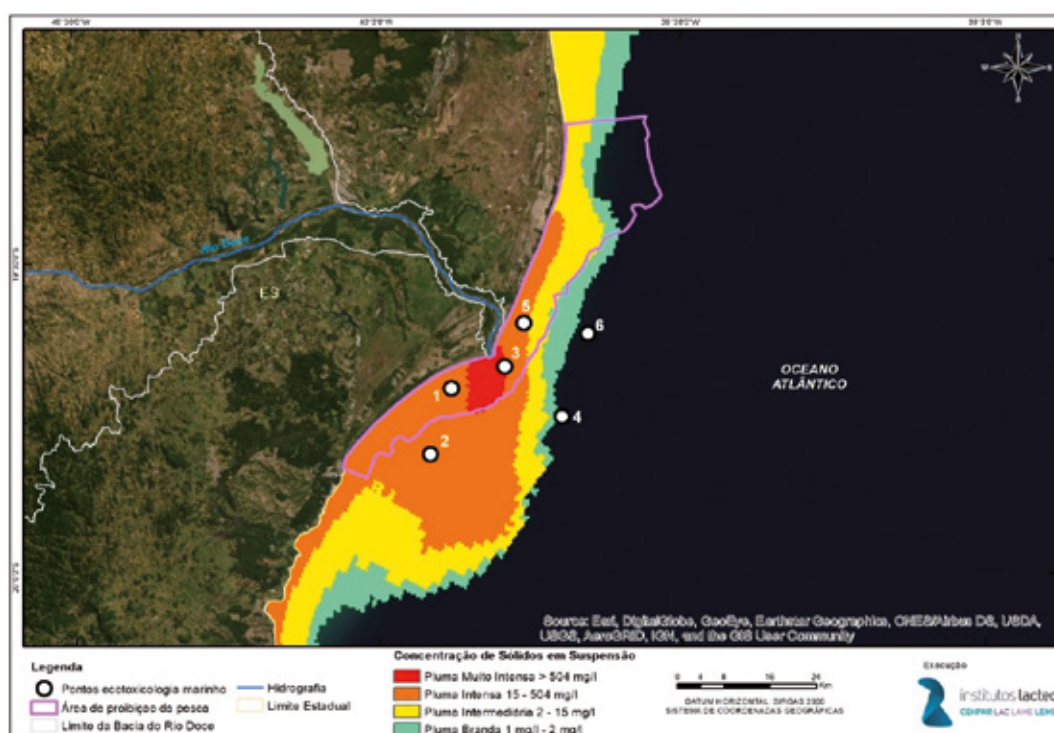
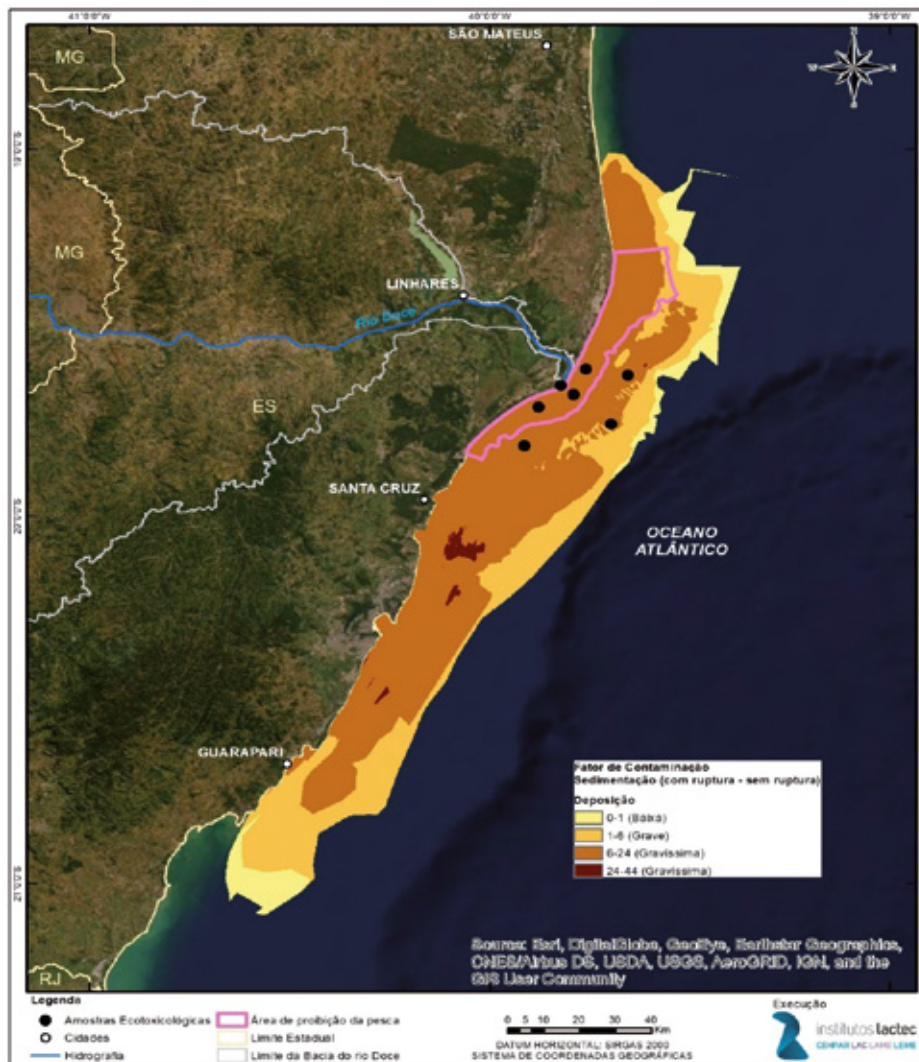


Figura 238 – Mapa da delimitação da área de proibição da pesca (em magenta) e da sedimentação de rejeito proveniente do rompimento da Barragem de Fundão, em Marina- MG na região esturina-marinha da foz do rio Doce



Estudos realizados pós-desastre em diferentes localidades do litoral do Espírito Santo também corroboram a bioacumulação de EPTs em peixes. Os estudos realizados pela Econservation (2016) entre os meses de dez/2015 e fev/2016 identificaram bioacumulação de arsênio, alumínio, bário, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, níquel, prata, selênio e zinco em espécimes de peixes de diferentes espécies (*Rhizoprionodon porosus* – cação, *Lycengraulis grossidens* – manjubão, *Aspistor luniscutis* – bagre, *Bagre bagre* – bagre bandeira, *Bagre marinus* – bagre bandeira, *Cathorops spixii* – bagre amarelo, *Genidens barbatus* – bagre, *Genidens genidens* – bagre, *Notarius grandicassis* – bagre, *Centropomus undecimalis* – robalo flecha, *Eugerres brasiliensis* – carapeba, *Conodon nobilis* – roncadador, *Polydactylus virginicus* – barbudo, *Cynoscion jamaicensis* – pescada, *Larimus breviceps* – cangoá, *Macrodon ancylodon* – pescadinha, *Macrodon atricauda* – pescadinha, *Menticirrhus americanus* – pé de banco, *Nebris micros* – pescada mole, *Paralichthys brasiliensis* – roncadador do norte ou Maria Luiza, *Stellifer brasiliensis* – cangoá, *Stellifer rastrifer* – cangoá, *Scomberomorus cavala* – sarda, *Scomberomorus regalis* – sarda, *Peprilus paru* – gordinho) coletados em cinco diferentes regiões (Barra seca, Barra nova, Regência, Barra do Riacho e Santa Cruz) entre os municípios de São Mateus e Aracruz.

Ainda, confirmando a contribuição da pluma de rejeitos sobre a bioacumulação de EPTs na biota aquática, estudos de monitoramento que foram realizados por pesquisadores da Universidade Federal do Rio Grande (FURG/Coral Vivo) em parceria com o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), também identificaram, desde a primeira coleta após a chegada da pluma de sedimentos na região marinha-estuarina, aumento nas concentrações de metais e semimetais (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb) em amostras de pescado (camarões e peixes) coletados em 13 (campanha 1) e 21 (campanha 2) pontos ao longo do litoral norte do Espírito Santo e sul da Bahia, incluindo ambientes recifais, coralíneos e algais (FAURG, 2016a; b; ICMBio, 2016 a; b; d; e; f). Os resultados da primeira coleta realizada a bordo do navio Soloncy Moura, realizada entre os dias 27/01 e 03/02/2016, indicaram aumento nas concentrações de As, Cd e Pb, respectivamente, em amostras de músculos de pescados (peixes e camarões) em comparação aos limites máximos estabelecidos pela Resolução RDC nº 42 (ANVISA, 2013) (ICMBio, 2016a; b; c; d; f). Esses resultados já indicavam a existência de contaminação por metais fora da área de proibição estabelecida pela justiça federal, especificamente nas áreas de Barra Nova – São Mateus – ES e banco de Abrolhos ao norte e, nas Unidades de Conservação (UCs) Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas e Refúgio de Vida Silvestre (RVS) de Santa Cruz ao sul (ICMBio, 2016a; b; c; e). Os resultados apresentados em relatório subsequente, referente a amostragens realizadas no período de 19 a 27/04/2016, permitiram identificar a presença de Cd, Cu, Cr, Pb, As, Fe e Mn em 36%, 79%, 92%, 63%, 40%, 99,6% e 98%, respectivamente, das 493 amostras de pescado (peixes e camarões) analisadas (FAURG, 2016a). Por sua vez, a análise do relatório comparativo divulgado pela FAURG (2016b), o qual inclui dados de amostras obtidas de uma coleta realizada antes do desastre (outubro de 2015) e duas outras coletas realizadas após a ocorrência do mesmo (abril e junho de 2016), permitiu identificar padrões distintos de bioacumulação de metais e semimetais nas amostras musculares de peixes (pescada, pescadinha, pescadão, pescada foguete e oveva), comumente denominadas pescadas. Para os elementos Cd e Cr houve um aumento significativo nas concentrações dos mesmos ao longo do tempo. Para Fe, Mn e Cu houve aumento significativo na primeira coleta após o desastre (28/01/2016), seguido da diminuição nas concentrações obtidas na segunda coleta após o desastre (24/04/2016), porém, ainda em concentrações maiores que as encontradas para os peixes coletados antes da chegada da lama (outubro de 2015). Para Pb, não foram observadas alterações entre as concentrações estabelecidas antes e após a ocorrência do desastre (FAURG, 2016b). Para as outras espécies de peixes (*Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus melanopterus*, *Pachyurus adspersus*, *Caranx latus*, *Eugerres brasilianus*, *Cathorops spixii*, *Genidens genidens*, *Pachyurus adspersus*, *Pomadasys ramosus*, *Bairdiella ronchus*, *Pimelodus maculatus*, *Callichthys callichthys*, *Mugil liza*, *Mugil curema*, *Oligoplites saliens*, *Cynoscion sp.*, *Micropogonias furnieri* e *Centropomus parallelus*), coletadas entre 19 a 23/11/2015 e 20 a 30/06/2016, e que tiveram tanto músculo quanto fígado analisados houve, de forma geral, um aumento significativo nas concentrações de metais e semimetais, em ambos os tecidos analisados, nas amostras obtidas após o desastre quando comparadas àquelas obtidas antes do mesmo (FAURG, 2016b).

Como os organismos aquáticos concentram EPTs em quantidades superiores às encontradas nos demais compartimentos do ambiente (água e sedimento), os mesmos são considerados responsáveis pela dinâmica de ciclagem desses elementos nos ecossistemas, atuando na exportação entre os ambientes aquáticos e terrestres, via cadeia alimentar, ampliando o risco humano à contaminação (RAMOS, 2005; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014).

7.3.2 FAUNA SILVESTRE

Este relatório traz os resultados obtidos em duas fases de campo da avaliação ecotoxicológica, realizadas nas estações seca (julho/agosto) e chuvosa (outubro/novembro) de 2018, nas quais foram obtidos um total de 155 espécimes dos diferentes táxons, ao longo dos compartimentos 1, 2 e 3.

7.3.2.1 Herpetofauna

Foram amostrados um total de 36 exemplares de herpetofauna ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre, nas duas campanhas consideradas no presente relatório. Do total, 83,3% correspondem a anfíbios e 16,7% a répteis. Dentre os anfíbios, foram amostradas 11 espécies, divididas em 5 famílias e 1 hábito alimentar (Tabela 67). Destes, o gênero *Rhinella* foi o mais representativo (63,9%) e a espécie *Rhinella schneideri* a mais amostrada entre as campanhas (Figura 239). Para répteis, foram amostradas 6 espécies, divididas em 5 famílias e 3 hábitos alimentares (Tabela 67), dos quais *Salvator merianae* foi a única espécie com dois indivíduos coletados.

Devido ao fato do número de indivíduos ser pouco representativo em cada uma das unidades amostrais (2, 4 ou 6), optou-se pela junção dos dados de todos os organismos amostrados em grupos denominados apenas como anfíbios e répteis, independentemente de espécie, família ou hábito alimentar, de modo que pudéssemos ter um número amostral estatisticamente representativo para cada grupo, dentro de cada ponto (C ou DA) e, em cada uma dessas unidades amostrais. Apesar disso, o número de exemplares de répteis foi muito pequeno, o que fez com que estes animais não fossem considerados nas avaliações ecotoxicológicas. Assim, os resultados que serão apresentados correspondem à presença/ausência de diferenças nos biomarcadores avaliados para os organismos da herpetofauna, mais especificamente anfíbios, coletados no ponto controle em relação ao ponto adjacente a APDL, nas estações seca e chuvosa, em cada um dos compartimentos da bacia hidrográfica do rio Doce. É válido ressaltar, que não foi possível realizar a avaliação ecotoxicológica da herpetofauna no compartimento 2, uma vez que apenas um anfíbio foi capturado neste compartimento e, somente na estação seca.

Tabela 67 – Descritivo dos exemplares herpetofauna coletados para avaliação ecotoxicológica ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre

ESTAÇÃO	COMPARTIMENTO	U.A.	PONTO	ESPÉCIE	Nº DE INDIVÍDUOS	FAMÍLIA	HÁBITO ALIMENTAR
SECA	1	2	DA	<i>Rhinella crucifer</i>	1	Bufonidae	Insetívoro
	1	2	DA	<i>Rhinella pomballii</i>	4	Bufonidae	Insetívoro
	2	4	C	<i>Hemidactylus mabuia</i>	1	Gekkonidae	Insetívoro
	2	4	DA	<i>Hypsiboas</i> sp.	1	Hylidae	Insetívoro
	3	6	DA	<i>Rhinella schneideri</i>	8	Bufonidae	Insetívoro
	1	2	C	<i>Chironius foveatus</i>	1	Colubridae	Carnívoro
	1	2	C	<i>Hypsiboas faber</i>	1	Hylidae	Insetívoro
	1	2	C	<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	1	Leptodactylidae	Insetívoro
	1	2	C	<i>Rhinella crucifer</i>	1	Bufonidae	Insetívoro
	1	2	DA	<i>Hydromedusa</i> sp	1	Chelidae	Carnívoro
CHUVOSA	1	2	DA	<i>Odontophrynus cultripes</i>	1	Odontophrynidae	Insetívoro
	1	2	DA	<i>Proceratophrys</i> sp.	1	Odontophrynidae	Insetívoro
	1	2	DA	<i>Rhinella</i> sp	2	Bufonidae	Insetívoro
	1	2	DA	<i>Salvator merianae</i>	2	Teiidae	Omnívoro
	1	2	DA	<i>Thoropa miliaris</i>	1	Cycloramphidae	Insetívoro
	3	6	C	<i>Chelonoidea denticulata</i>	1	Testudinidae	Omnívoro
	3	6	C	<i>Rhinella schneideri</i>	3	Bufonidae	Insetívoro
	3	6	DA	<i>Leptodactylus latrans</i>	1	Leptodactylidae	Insetívoro
	3	6	DA	<i>Rhinella crucifer</i>	3	Bufonidae	Insetívoro
	3	6	DA	<i>Rhinella schneideri</i>	1	Bufonidae	Insetívoro

Células marcadas em cinza correspondem aos exemplares de répteis capturados em cada um dos pontos e compartimentos de coleta. Estes não foram considerados no agrupamento de dados para análises ecotoxicológicas.

Figura 239 – Imagens de *Rhinella schneideri* (sapo cururu) espécie mais representativa da herpetofauna capturada ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre



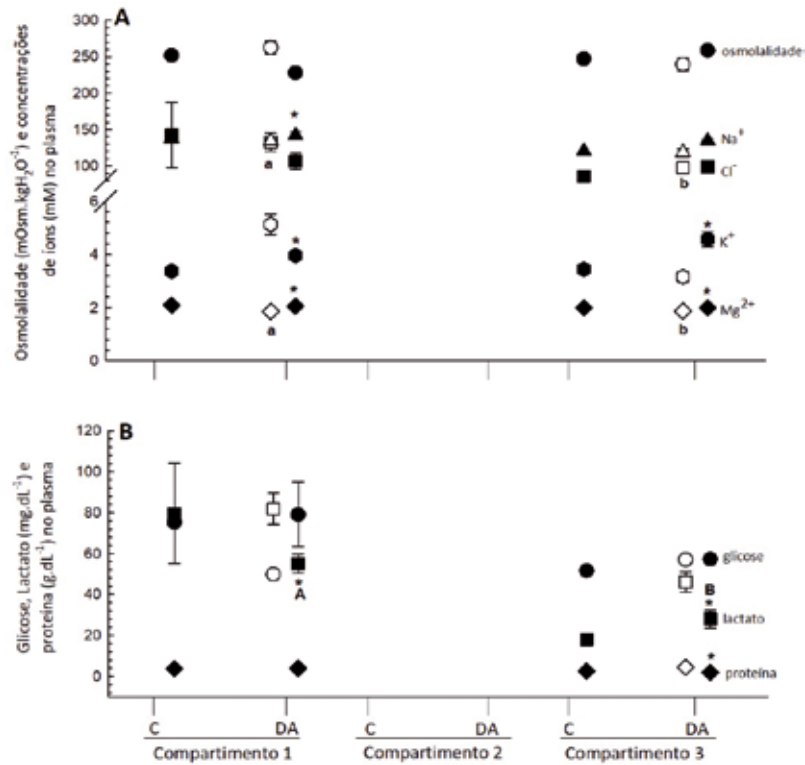
Fonte: LACTEC

7.3.2.1.1 Alterações nas condições corporais e/ou na saúde

- a) Alterações fisiológicas (osmorregulação e metabolismo) – biomarcadores: osm, íons, glicose, lactato

Não houve alteração na osmolalidade e nas concentrações plasmáticas de Cl^- e glicose dos anfíbios capturados para avaliação ecotoxicológica, independentemente do ponto, estação ou compartimento avaliado. No entanto, houve aumento na concentração plasmática de Na^+ e Mg^{2+} e redução na concentração plasmática de K^+ e lactato dos indivíduos capturados no ponto DA do compartimento 1, na estação chuvosa em relação à estação seca (Figura 240A). Além disso, houve aumento na concentração plasmática de K^+ , Mg^{2+} e lactato e redução na concentração plasmática de proteína dos indivíduos capturados no ponto DA do compartimento 3 na estação chuvosa em relação à estação seca (Figura 240 A e B). Quando comparadas as diferenças entre os pontos (C ou DA) dos diferentes compartimentos, identificou-se maior concentração plasmática de Cl^- e lactato nos anfíbios capturados no ponto DA do compartimento 1 em relação aos capturados neste mesmo ponto do compartimento 3 na estação seca e, maior concentração plasmática de Mg^{2+} e lactato nos anfíbios capturados no ponto DA do compartimento 1 em relação aos capturados neste mesmo ponto do compartimento 3 na estação chuvosa (Figura 240).

Figura 240 – Biomarcadores fisiológicos determinados em plasma de exemplares da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos em branco) e estação chuvosa (símbolos em preto).

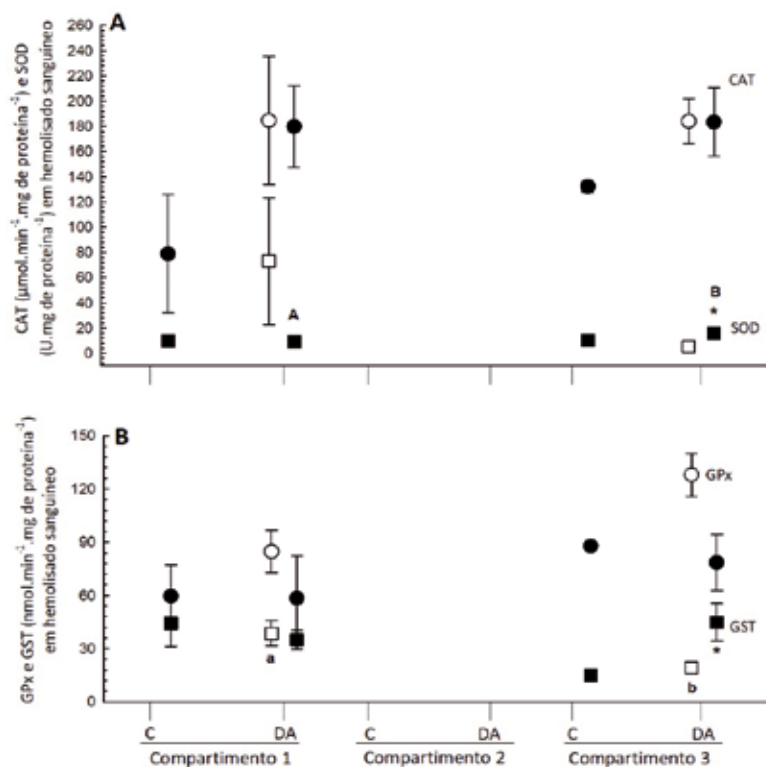


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostras (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

b) Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação – biomarcadores: SOD, CAT, GPx, GST

Não houve alteração na atividade da enzima CAT determinada em hemolisado sanguíneo dos anfíbios capturados para avaliação ecotoxicológica, independentemente do ponto, estação ou compartimento avaliado. Porém, houve aumento na atividade das enzimas SOD e GST e redução da atividade da GPx nos anfíbios capturados no ponto DA do compartimento 3 na estação chuvosa em comparação aos capturados neste mesmo ponto na estação seca (Figura 241). Ao comparar os indivíduos capturados em um mesmo ponto (C ou DA) nos diferentes compartimentos foi possível identificar menor atividade da GST nos anfíbios capturados no ponto DA do compartimento 3 em relação aos capturados no compartimento 1 na estação seca e, maior atividade da SOD nos anfíbios capturados no ponto DA do compartimento 1 em relação aos capturados neste mesmo ponto do compartimento 3 na estação chuvosa (Figura 241).

Figura 241 – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos).

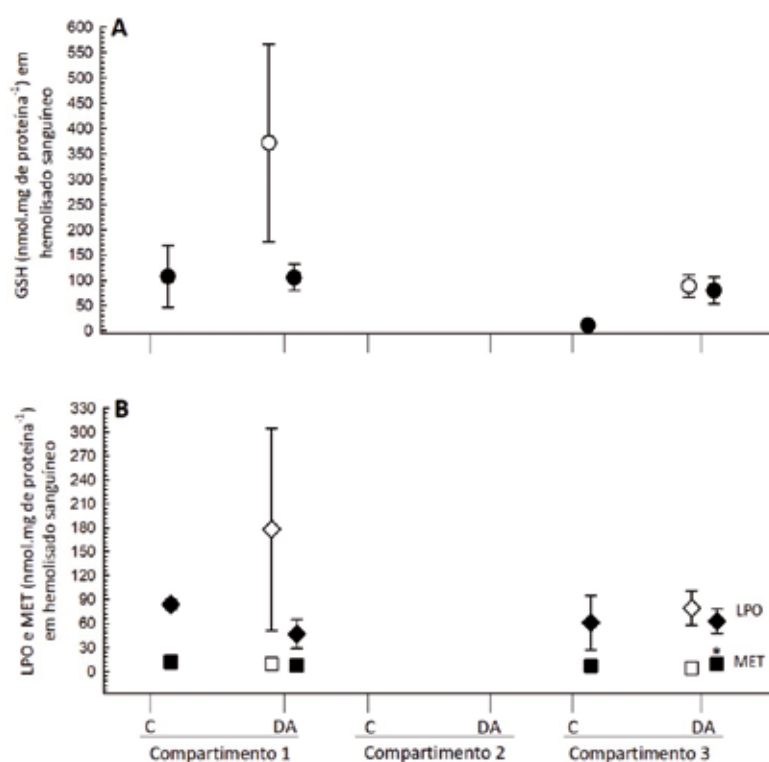


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostras (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

c) Alterações nos sistemas não enzimáticos - GSH, MT, LPO

Não houve alteração na GSH e LPO determinadas em hemolisado sanguíneo dos anfíbios capturados para avaliação ecotoxicológica, independentemente do ponto, estação ou compartimento avaliado, mas, houve aumento na MT dos anfíbios capturados no ponto DA do compartimento 3 na estação chuvosa em relação aos capturados neste mesmo ponto e compartimento na estação seca (Figura 242).

Figura 242 – Biomarcadores não enzimáticos determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – glutatona reduzida (GSH); B – Metalotioneínas (MET/MT) e peroxidação lipídica (LPO).

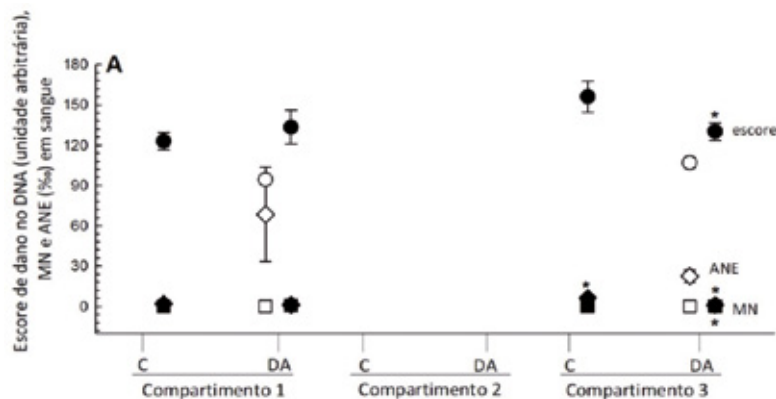


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostras (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

d) Genotoxicidade e Mutagenicidade – cometa, micronúcleo, ANEs

Houve redução na frequência de ANEs dos anfíbios capturados no ponto DA do compartimento 1 na estação chuvosa em relação aos capturados neste mesmo ponto e compartimento na estação seca. Além disso, houve aumento no escore de dano no DNA e da frequência de MN e redução na frequência de ANEs dos anfíbios capturados no ponto DA do compartimento 3 na estação chuvosa em relação aos capturados neste mesmo ponto e compartimento na estação seca. No entanto, não foi possível identificar diferenças nos marcadores de genotoxicidade e mutagenicidade quando comparados os anfíbios capturados nos pontos C ou DA dos diferentes compartimentos (Figura 243).

Figura 243 – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados em sangue de exemplares da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). Escore de dano no DNA (ensaio cometa), alterações nucleares eritrocitárias (ANE) e micronúcleo (MN).

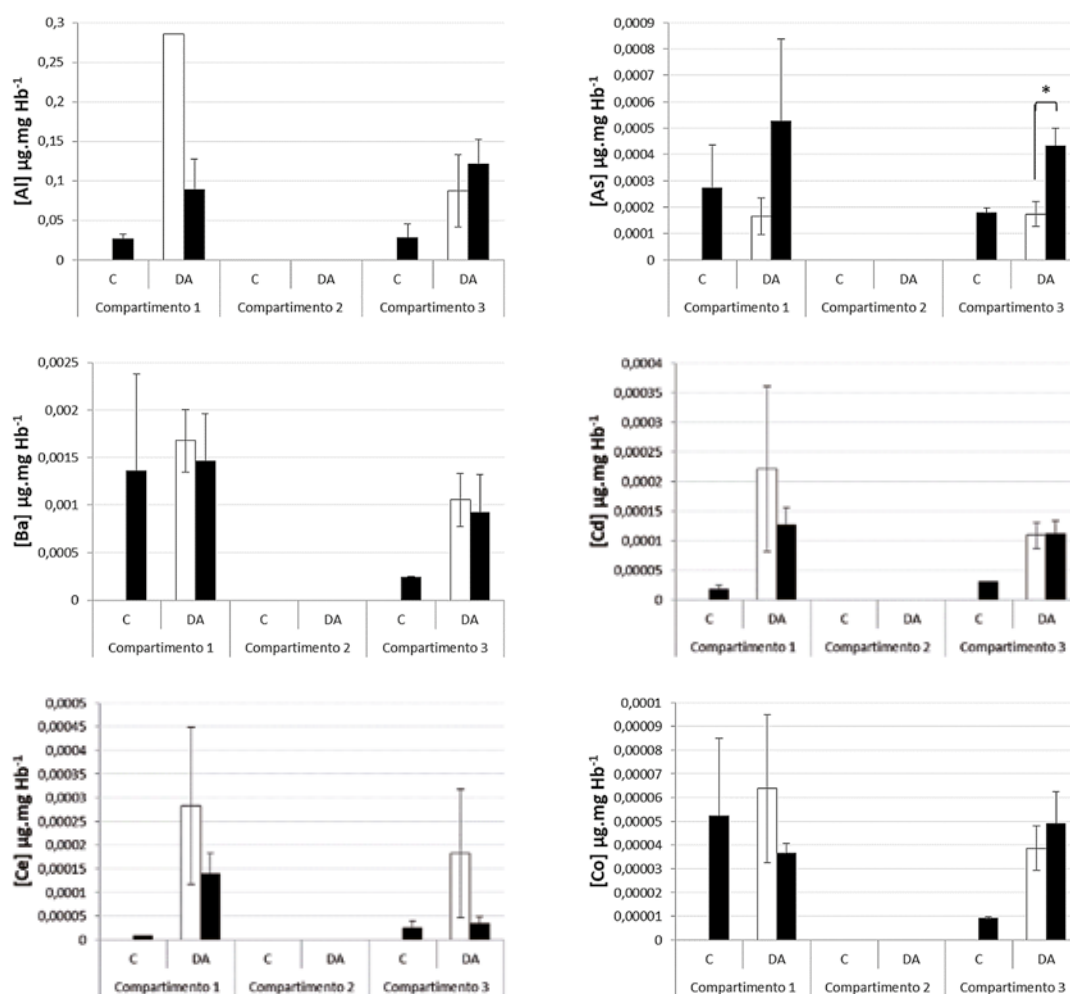


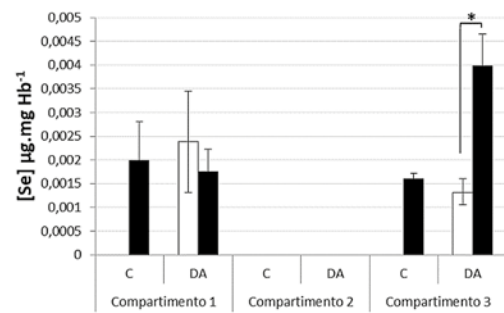
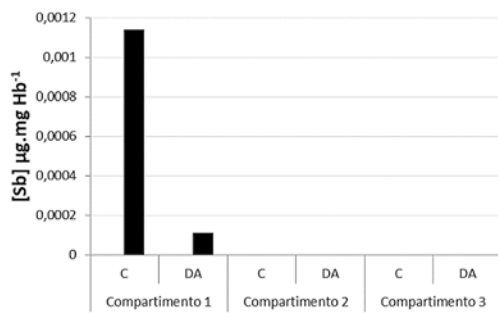
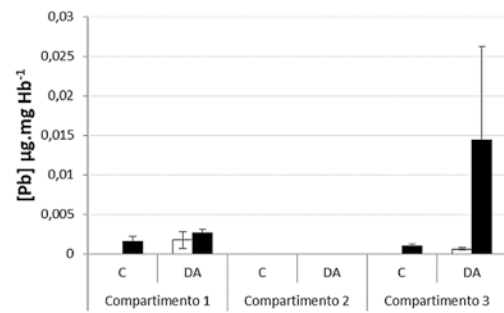
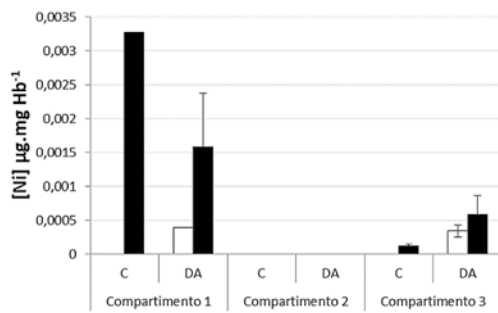
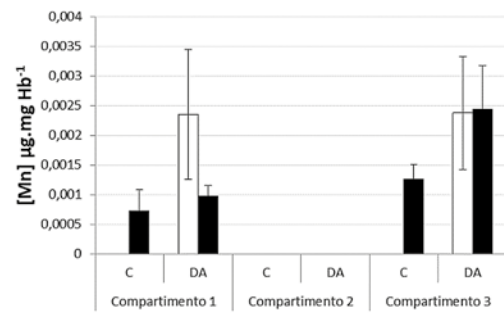
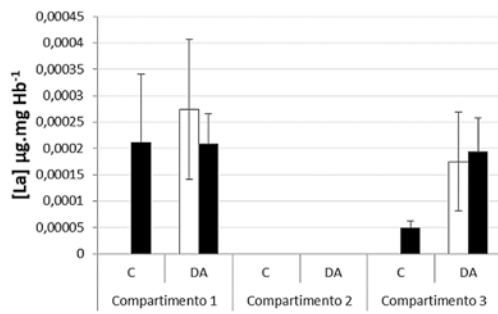
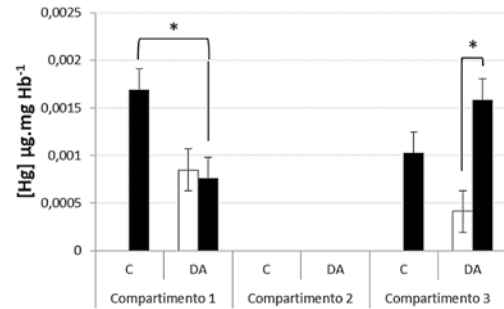
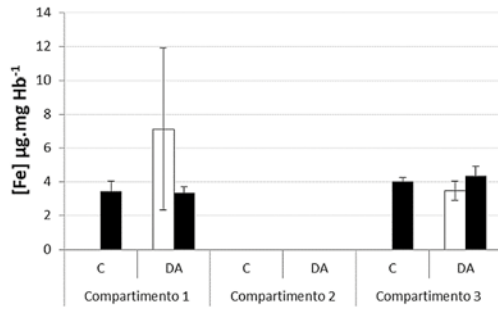
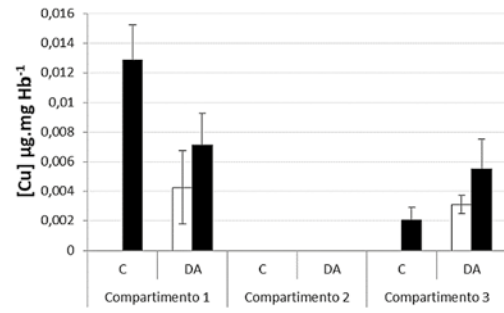
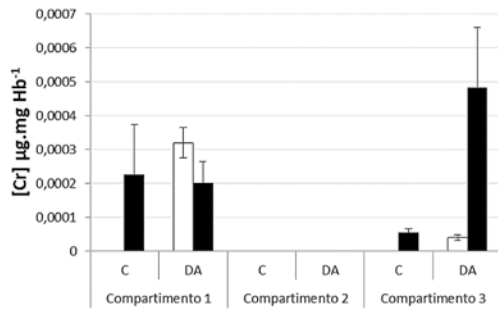
Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostrais (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

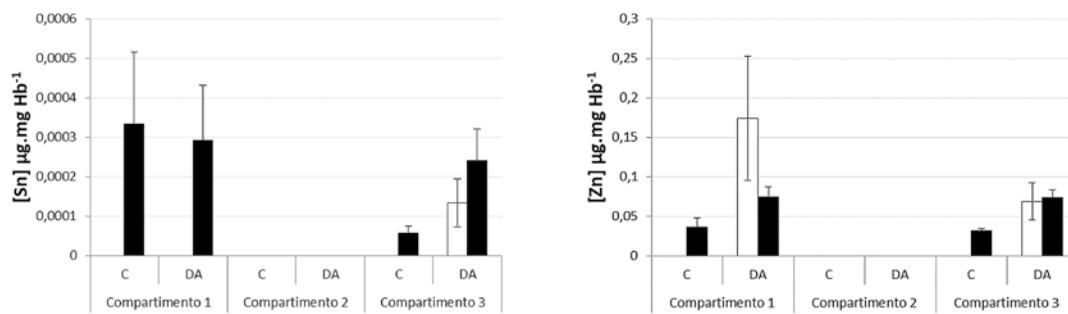
7.3.2.1.2 Alterações nas concentrações de EPTs

No grupo dos anfíbios o elemento Ag não foi detectado em nenhum dos pontos amostrados, e o elemento Sb foi detectado apenas no compartimento 1, na estação chuvosa. No entanto, todos os demais EPTs foram detectados em todos os pontos amostrados, nas duas estações (Figura 244). Não foram amostrados indivíduos deste grupo faunístico no compartimento 2 em nenhuma das estações, bem como nos pontos CN do compartimento 1 e 3, na estação seca. Este fato, associado ao pequeno número de indivíduos amostrados nos demais pontos, impossibilitou que todas as comparações entre os pontos fossem avaliadas. Ainda assim, as médias das concentrações da maioria dos EPTs detectados esteve maior no ponto DA, em relação ao ponto CN, na estação chuvosa, em ambos os compartimentos, inclusive, no compartimento 3, os 15 EPTs detectados apresentaram este mesmo padrão de resposta. Em relação às diferenças entre as estações pode-se ainda observar que os indivíduos do ponto DA do compartimento 3 apresentaram maiores concentrações de As, Hg e Se na estação chuvosa (Figura 244).

Figura 244 – Concentrações de EPTs determinados em hemolisado sanguíneo ($\mu\text{g}\cdot\text{mg Hb}^{-1}$) da herpetofauna (anfíbios) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (barras brancas) e na estação chuvosa (barras pretas).







Letras minúsculas indicam diferença significativa entre os compartimentos 1, 2 e 3, para os pontos C (abc) e DA (xyz), na estação seca; letras maiúsculas indicam diferença significativa entre os compartimentos 1, 2 e 3, para os pontos C (ABC) e DA (XYZ), na estação chuvosa.* indicam diferença significativa entre os pontos amostrais (C e DA) num mesmo compartimento e na mesma estação, ou ainda entre as estações para C ou para DA, no mesmo compartimento. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão a média. $p < 0,05$.

Anfíbios estão sendo cada vez mais utilizados em estudos de avaliação de impactos ambientais, uma vez que apresentam uma série de características que favorecem sua utilização, tais como: ciclo de vida com estágios aquáticos e terrestres, limitada capacidade de dispersão, área geográfica de vida restrita, baixa mobilidade, tegumento fino, úmido e permeável e, com ovos e embriões desprotegidos que os tornam organismos sensíveis e suscetíveis à qualidade ambiental e, portanto, vulneráveis a contaminantes (DONALD; TRAJANOVSKA, 2006; PESSIER, 2009; GONÇALVES et al., 2012; ZOCHE et al., 2013; MONTALVÃO et al., 2016; SILVA et al., 2018; VIDAL et al. 2018; DO AMARAL et al., 2019). Apesar disso, especificamente para a área de estudo poucos foram os estudos realizados com este grupo de fauna, dentre esses, um estudo foi realizado antes (linha-base) e outro após a ocorrência do desastre, porém, ambos os estudos avaliaram apenas a bioacumulação de EPTs nestes organismos.

O estudo pré-desastre, realizado por Palmieri (2006), avaliou sete espécies de anfíbios [*Hyla albopunctata*, *Hyla minuta*, *Hyla faber* (arborícola/insetívoro), *Scinax sp.*, *Physalaemus cuvieri*, *Leptodactylus ocellatus* (semiaquático/insetívoro), *Bufo crucifer* (terrestre/insetívoro)], obtidas da Estação Ecológica do Tripuí (EET), considerada uma área livre de impactos antrópicos, e avaliadas a bioacumulação de Hg, metilmercúrio (MeHg), As, antimônio (Sb) e selênio (Se). A autora constatou que todas as espécies apresentaram, de modo geral, baixas concentrações de Hg, MeHg e Se ($< 0,25 \mu\text{g/g}$). Os resultados obtidos para Hg indicam ausência de acumulação desse elemento. Apesar disso, as maiores concentrações foram encontradas para a espécie *L. ocellatus* (entre 0,12 e 0,24 $\mu\text{g/g}$), enquanto as menores concentrações foram encontradas para a espécie *H. albopunctata* (0,027 $\mu\text{g/g}$). Tais resultados podem estar relacionados aos hábitos de vida e alimentar das espécies. Os resultados obtidos para MeHg, por sua vez, indicam acúmulo de metilmercúrio nos anfíbios, uma vez que as razões (Hg/MeHg) estiveram na faixa de 56,7-79,5%. Em contrapartida, as concentrações de As e Sb ficaram abaixo dos limites de detecção do método utilizado.

O estudo pós-desastre foi realizado por Juncá et al. (2017). Neste, os autores avaliaram os impactos do rejeito sobre o estágio larval de anfíbios, mais comumente denominados girinos. Para isso, os pesquisadores realizaram coleta de girinos em 25 pontos (poças, lagos, rios), divididos entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, para a determinação da capacidade de bioacumulação dos elementos Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V e Zn nestes organismos. Dentre os 25 pontos de coleta, apenas 14

possuíam girinos, embora estes organismos fossem, no passado, comumente amostrados em todos os pontos selecionados. Destes 14 pontos, sete foram considerados controles, uma vez que não haviam sido acometidos pelo rejeito. Os pesquisadores identificaram que nos pontos atingidos pela lama houve menor diversidade e disponibilidade de girinos em relação aos pontos controle. Apesar disso, as análises de bioacumulação realizadas nos girinos indicaram altas concentrações de metais em todos os pontos avaliados, corroborando a ocorrência de metais pesados em toda a extensão da bacia hidrográfica do rio Doce e a existência de contaminação pretérita ao desastre. No entanto, em dois dos pontos que tiveram contato com a lama foram registradas as maiores concentrações de metais nas amostras de girinos. Dentre os metais mais acumulados estão: Fe (concentrações entre 344,03 a 4,673 mg/kg), Al (concentrações entre 150,32 a 3,308 mg/kg), Mn (concentrações entre 20,32 a 821,87 mg/kg) e Zn (concentrações entre 26,83 a 117,71 mg/kg). Girinos não servem de alimento à população humana. Porém, segundo os autores, foram excelentes bioindicadores, uma vez que permanecem por um período de tempo muito curto na água (apenas 30 dias) e já acumularam elevadas concentrações de metais. Assim, os autores concluem que houve grave comprometimento da fauna exposta ao rejeito.

Apesar da existência desses estudos pretéritos a comparação entre os mesmos com os dados aqui obtidos se torna inviável, uma vez que as matrizes utilizadas para as análises foram diferentes. No entanto, os resultados de ambos os estudos indicaram que a presença de metais e semimetais podem desencadear prejuízos à saúde de anfíbios, exatamente como também foi evidenciado por Veronez et al. (2016). Estes autores expuseram por 30 dias, em condições laboratoriais, girinos da espécie *Lithobates catesbeianus* a minério de ferro ou a tratamentos com Fe e Mn, individualmente e identificaram a ocorrência de danos genotóxicos, como quebras nos cromossomos e de alterações em processos de divisão celular nos girinos expostos a estes contaminantes. Além disso, identificaram que a exposição a minério de ferro ou a Fe e Mn isoladamente pode causar alterações bioquímicas, como estresse oxidativo, bioacumulação de metais, além de retardo na metamorfose. Embora os resultados do presente estudo tenham sido obtidos através da análise de hemolisado sanguíneo e plasma de anfíbios adultos, normalmente menos sensíveis que os girinos, muitos dos prejuízos indicados pelos autores também puderam ser evidenciados como, por exemplo, os danos genotóxicos em anfíbios capturados no ponto DA dos compartimentos 1 e 3, que indica que alterações identificadas, seja neste ou nos demais sistemas avaliados, podem impactar estes organismos e contribuir para um declínio da população de anfíbios através de prejuízos causados pelos EPTs em funções orgânicas essenciais.

7.3.2.2 Mastofauna terrestre de pequeno porte (pequenos mamíferos)

Foram amostrados um total de 60 exemplares de pequenos mamíferos ao longo de toda a extensão avaliada, nas duas campanhas consideradas neste relatório. Esse grupo de organismos foi composto por 12 espécies divididas em 3 famílias e 3 hábitos alimentares (Tabela 68). Destes, o gênero *Akodon* foi o mais representativo (31,7%) em ambas as campanhas (Figura 245).

Do mesmo modo que para o grupo de herpetofauna, devido ao reduzido número de indivíduos em cada uma das unidades amostrais (2, 4 ou 6), optou-se pela junção dos dados de todos os organismos amostrados, independentemente de espécie, famílias ou hábito alimentar, de modo que pudéssemos ter um número amostral estatisticamente representativo dentro de cada ponto (C ou DA) e, em cada uma dessas unidades. Assim, os resultados que serão apresentados representam a presença/ausência de diferenças nas respostas entre pequenos mamíferos capturados no ponto controle e adjacente a APDL, nas estações seca e chuvosa, em cada um dos compartimentos da bacia hidrográfica do rio Doce.

Tabela 68 – Descritivo dos exemplares de mastofauna de pequeno porte (pequenos mamíferos) coletados para avaliação ecotoxicológica ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre

ESTAÇÃO	COMPARTIMENTO	U.A.	PONTO	ESPÉCIE	Nº DE INDIVÍDUOS	FAMÍLIA	HÁBITO ALIMENTAR
SECA	1	2	C	<i>Akodon montensis</i>	4	Cricetidae	Omnívoro
	1	2	C	<i>Didelphis aurita</i>	1	Didelphidae	Frugívoro/omnívoro
	1	2	DA	<i>Akodon montensis</i>	2	Cricetidae	Omnívoro
	1	2	DA	<i>Cerradomys subflavus</i>	1	Cricetidae	Frugívoro/granívoro
	2	4	C	<i>Olygoryzomys nigripes</i>	1	Cricetidae	Frugívoro/granívoro
	2	4	DA	<i>Marmosa murina</i>	5	Didelphidae	Insetívoro/omnívoro
	2	4	DA	<i>Marmosops incanus</i>	1	Didelphidae	Insetívoro/omnívoro
	2	4	DA	<i>Rattus rattus</i>	8	Muridae	Omnívoro
	3	6	C	<i>Didelphis aurita</i>	1	Didelphidae	Frugívoro/omnívoro
	3	6	DA	<i>Didelphis aurita</i>	1	Didelphidae	Frugívoro/omnívoro
	3	6	DA	<i>Rattus rattus</i>	1	Muridae	Omnívoro
	CHUVOSA	1	2	C	<i>Akodon montensis</i>	2	Cricetidae
1		2	C	<i>Oecomys catherinae</i>	1	Cricetidae	Frugívoro/granívoro
1		2	DA	<i>Akodon montensis</i>	8	Cricetidae	Omnívoro
1		2	DA	<i>Nectomys squamipes</i>	2	Cricetidae	Frugívoro/omnívoro
2		4	C	<i>Calomys cerqueirai</i>	1	Cricetidae	Frugívoro/granívoro
2		4	C	<i>Didelphis aurita</i>	1	Didelphidae	Frugívoro/omnívoro
2		4	C	<i>Marmosops incanus</i>	1	Didelphidae	Insetívoro/omnívoro
2		4	DA	<i>Akodon cursor</i>	2	Cricetidae	Omnívoro
2		4	DA	<i>Didelphis aurita</i>	6	Didelphidae	Frugívoro/omnívoro
2		4	DA	<i>Marmosops incanus</i>	2	Didelphidae	Insetívoro/omnívoro
3		6	DA	<i>Marmosa murina</i>	3	Didelphidae	Insetívoro/omnívoro
3		6	DA	<i>Micoureus paraguayana</i>	2	Didelphidae	Insetívoro/omnívoro
3		6	DA	<i>Rattus rattus</i>	2	Muridae	Omnívoro

Figura 245 – Imagem de *Akodon montensis* (rato-do-mato), espécie do gênero mais representativo capturado ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre.



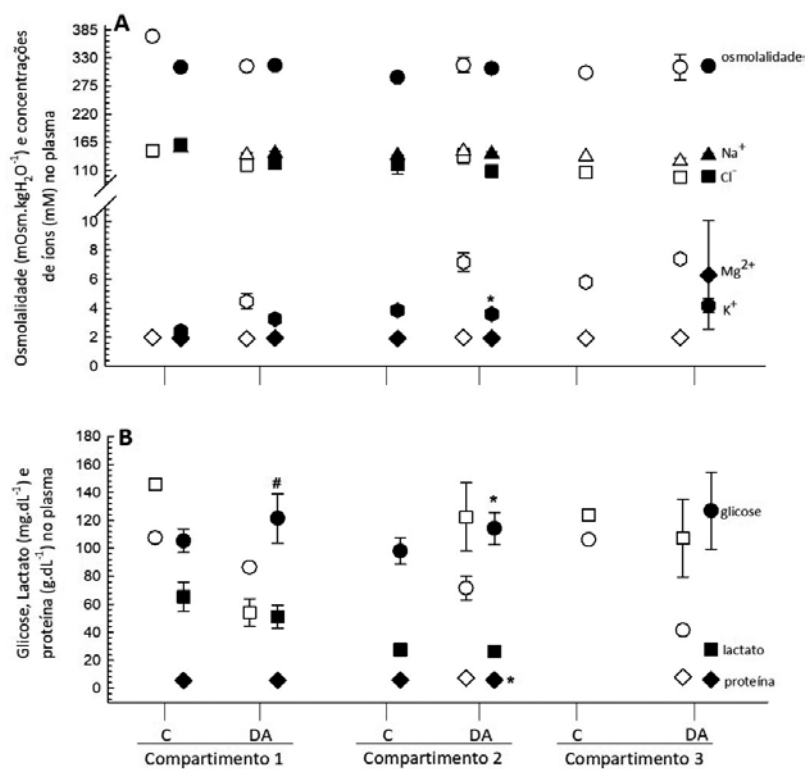
Fonte: LACTEC

7.3.2.2.1 Alterações nas condições corporais e/ou na saúde

a) Alterações fisiológicas (osmorregulação e metabolismo) – osm, íons, glicose, lactato e PP

Não foram observadas diferenças nos biomarcadores relacionados à osmorregulação nos pequenos mamíferos capturados nos diferentes pontos amostrais, em ambas as estações (Figura 246). Em relação aos biomarcadores relacionados ao metabolismo energético observou-se que as concentrações de lactato se mantiveram similares nos organismos de todos os pontos avaliados, no entanto, a glicose plasmática se apresentou mais elevada nos animais capturados no ponto DA que nos capturados no ponto C do compartimento 1, na estação chuvosa. Além disso, quando comparados os animais do ponto DA capturados no compartimento 2, observou-se que aqueles obtidos na estação chuvosa apresentaram maiores concentrações de glicose que aos indivíduos capturados na estação seca. Em contrapartida, os indivíduos capturados no ponto DA do compartimento 2, na estação chuvosa, apresentaram menores concentrações de proteínas plasmáticas que os indivíduos capturados neste mesmo ponto na estação seca (Figura 246).

Figura 246 – Biomarcadores fisiológicos determinados em plasma de exemplares de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos).

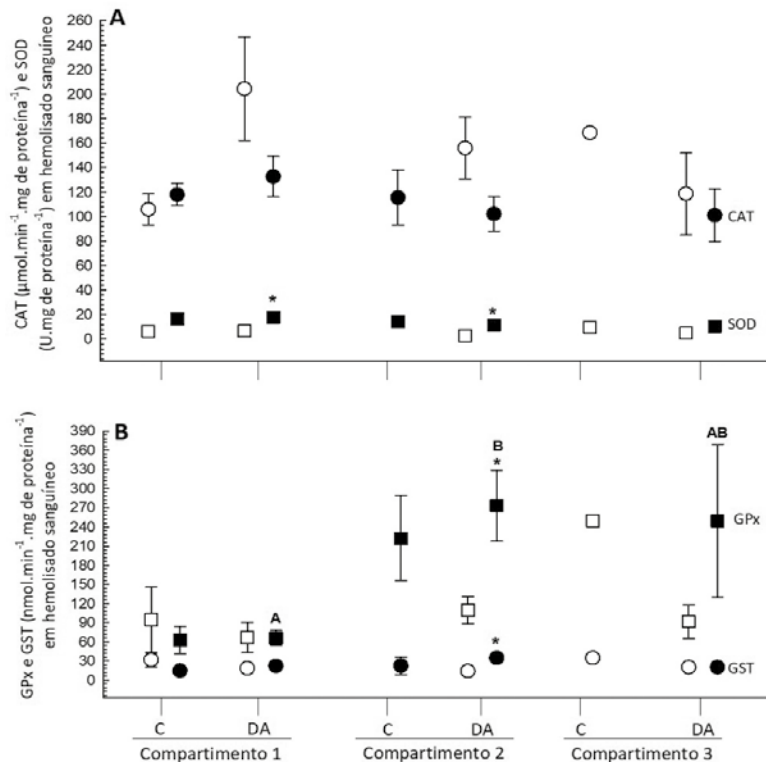


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostras (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

b) Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação – SOD, CAT, GPx, GST

Tanto nos animais capturados no compartimento 1 quanto no 2 observaram-se alterações nas enzimas do sistema antioxidante presentes no sangue dos indivíduos dos pontos DA, indicando aumento da presença de radicais livres e/ou espécies reativas de oxigênio (EROs) nestes animais (Figura 247). Nos animais deste mesmo ponto no compartimento 1 houve maior atividade da enzima SOD na estação chuvosa em relação à estação seca. Similarmente, nos animais capturados no ponto DA do compartimento 2 houve maior atividade da enzima GPx na estação chuvosa. Além disso, quando comparados os animais capturados no ponto DA, na estação chuvosa, entre os compartimentos, observou-se que aqueles capturados no compartimento 2 apresentaram maior atividade da GPx em relação aos animais do compartimento 1. Nos animais capturados no compartimento 2 observou-se, ainda, diferença na atividade da GST, com maior atividade sendo observada nos animais capturados no ponto DA capturados na estação chuvosa que nos capturados neste mesmo ponto na estação seca (Figura 247).

Figura 247 – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos).

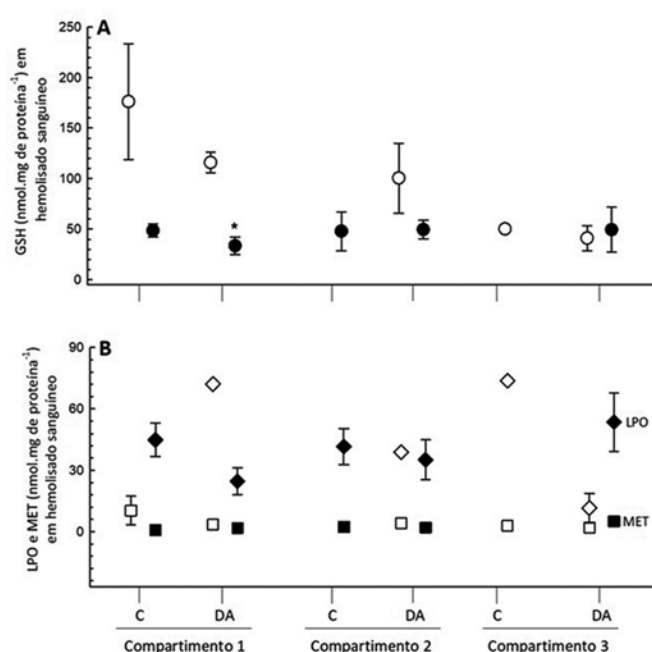


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostrais (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

c) Alterações nos sistemas não enzimáticos - GSH, MT, LPO

As concentrações de metalotioneínas, bem como a LPO se apresentaram similares entre os organismos avaliados, no entanto, nos animais do ponto DA do compartimento 1 houve menor concentração de GSH nos indivíduos capturados na estação chuvosa quando comparados aos capturados na estação seca, novamente corroborando que o sistema antioxidante destes indivíduos estava alterado (Figura 248).

Figura 248 – Biomarcadores não enzimáticos determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – Glutathiona reduzida (GSH); B – metalotioneínas (MET/MT) e peroxidação lipídica (LPO).

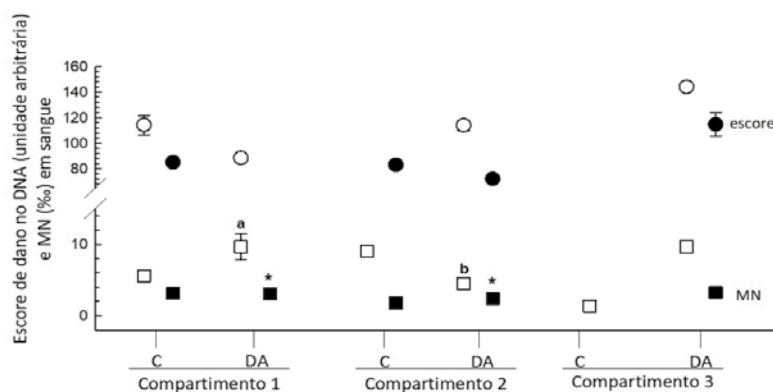


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostrais (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

d) Genotoxicidade e Mutagenicidade – ensaio cometa, micronúcleo

Não foram detectadas diferenças nos escores de dano de DNA (ensaio cometa) nos pequenos mamíferos, no entanto, observou-se que a frequência de micronúcleos esteve elevada nos animais capturados no ponto DA dos compartimentos 1 e 2 na estação seca em relação àqueles capturados na estação chuvosa (Figura 249).

Figura 249 – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados em sangue de exemplares de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). Escore de dano no DNA (ensaio cometa), alterações nucleares eritrocitárias (ANE) e micronúcleo (MN).



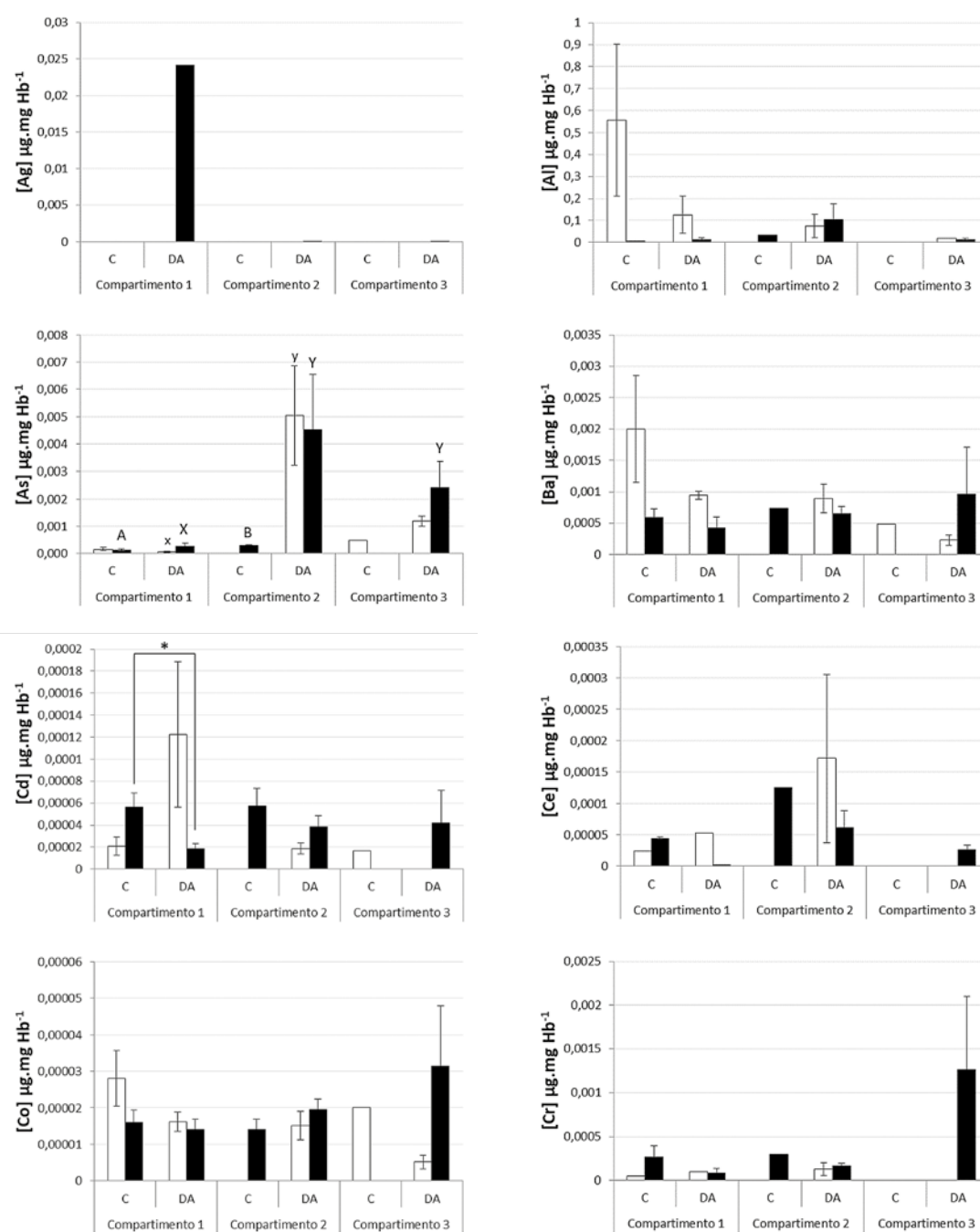
Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostrais (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

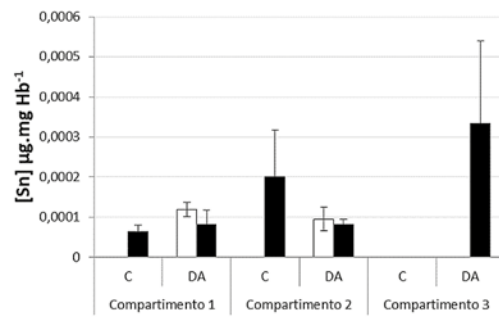
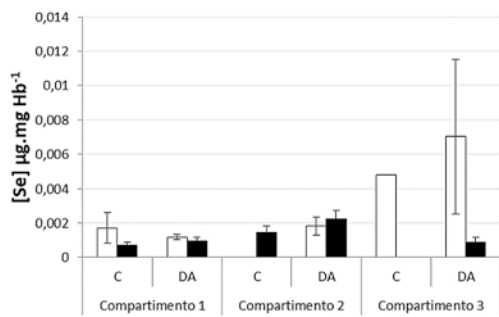
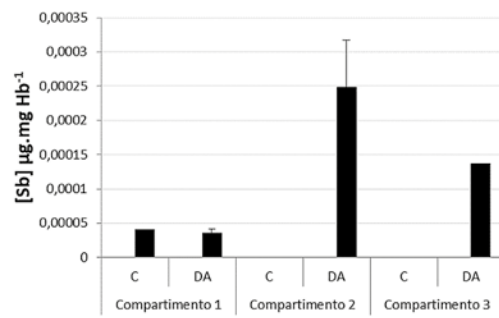
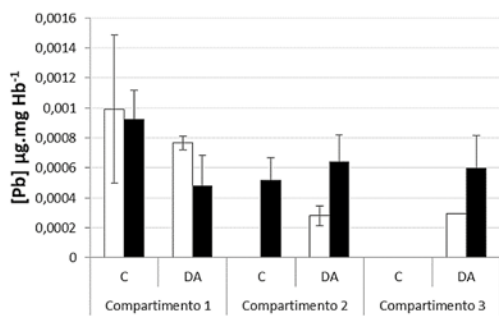
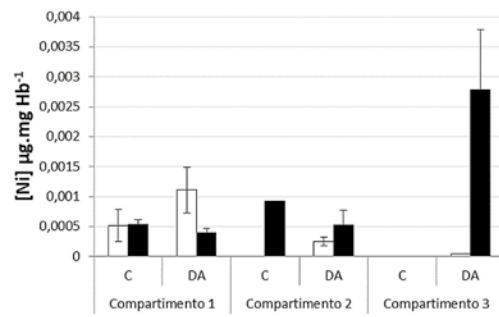
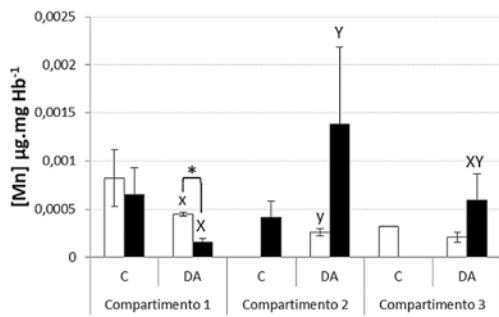
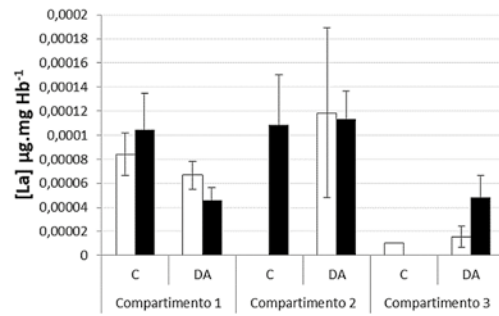
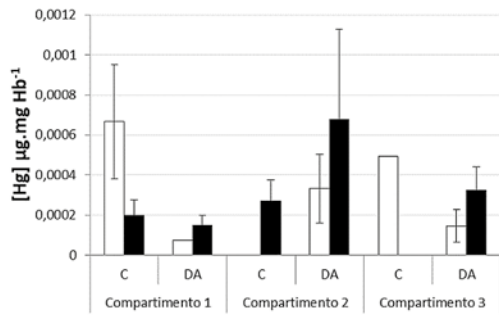
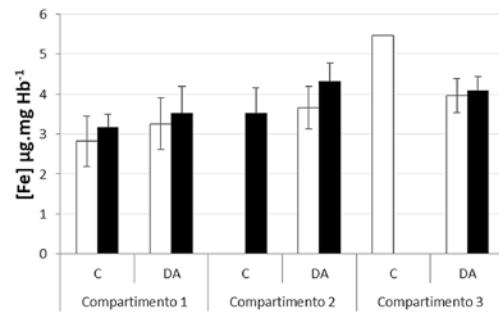
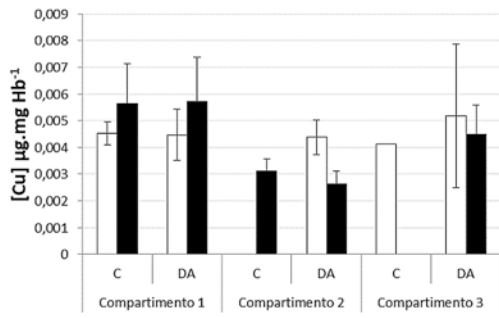
7.3.2.2.2 Alterações nas concentrações de EPTs

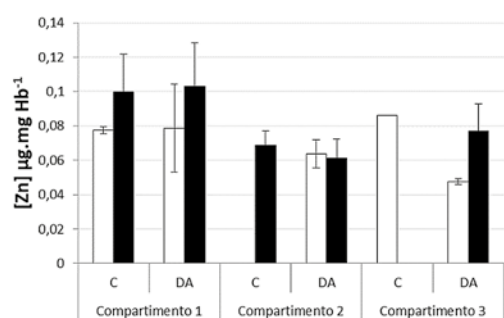
Nos pequenos mamíferos a maioria dos EPTs foi detectada em todos os pontos amostrados, e todos foram detectados em ao menos um dos pontos (Figura 250). As maiores concentrações para a maioria dos EPTs, em ambas as estações e nos 3 compartimentos foram observadas nos indivíduos dos pontos DA, no entanto, devido ao pequeno número de indivíduos amostrados não foi possível realizar todas as comparações entre os pontos. Ainda assim, observou-se que o elemento Mn esteve em maior concentração nos animais capturados no ponto DA do compartimento 1 na estação seca em relação aos animais capturados neste mesmo ponto na estação chuvosa. Além disso, maiores concentrações de As foram observadas nos indivíduos capturados no ponto DA do compartimento 1 quando comparados aos indivíduos capturados neste mesmo ponto do compartimento 2 na estação seca, enquanto, na estação chuvosa as maiores concentrações de As foram nos animais capturados neste ponto dos compartimentos 2 e 3 em relação ao compartimento 1. Para este mesmo elemento foi observado, ainda, maior concentração no ponto CN do compartimento 2 quando comparada as concentrações determinadas nos animais capturados neste mesmo ponto do compartimento 1, na estação chuvosa. Por fim, na estação seca, foram observadas elevadas concentrações de Mn nos animais capturados no

ponto DA do compartimento 1 quando comparadas as concentrações determinadas nos animais capturados neste mesmo ponto do compartimento 2, enquanto na estação chuvosa, o padrão inverso foi observado, ou seja, elevadas concentrações nos animais do ponto DA capturados no compartimento 2 quando comparadas as concentrações determinadas nos animais capturados neste mesmo ponto do compartimento 1(Figura 250).

Figura 250 – Concentração de EPTs determinados em hemolisado sanguíneo ($\mu\text{g}.\text{mg Hb}^{-1}$) de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (barras brancas) e na estação chuvosa (barras pretas).







Letras minúsculas indicam diferença significativa entre os compartimentos 1, 2 e 3, para os pontos C (abc) e DA (xyz), na estação seca; letras maiúsculas indicam diferença significativa entre os compartimentos 1, 2 e 3, para os pontos C (ABC) e DA (XYZ), na estação chuvosa.* indicam diferença significativa entre os pontos amostrais (C e DA) num mesmo compartimento e na mesma estação, ou ainda entre as estações para C ou para DA, no mesmo compartimento. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão a média. $p < 0,05$.

Mamíferos silvestres representam um grupo de destaque em estudos ecotoxicológicos por serem um grupo muito diverso, de ampla distribuição geográfica, por ocuparem o topo da cadeia trófica, por possuírem ciclo de vida relativamente longo e, por compartilharem características fisiológicas muito similares aos de seres humanos (BRAIT; FILHO; FURTADO, 2009; CARPENÈ; ANDREANI; ISANI, 2017). Porém, devido a aspectos éticos, protetivos e legislativos, os estudos com este grupo de organismos empregam metodologias de obtenção de amostras minimamente ou não invasivas, tais como análises em amostras de sangue, fezes, urina, pelos e pele (FERREIRA, 2003; FOSSI et al., 2004; BRAIT; FILHO; FURTADO, 2009; ANZOLIN, 2011; DEBÉN et al., 2012; GUPTA; BAKRE, 2013; LODENIUS; SOLONEN, 2013; ESTRADA-GUERRERO; SOLER-TOVAR, 2014; WEIJS; ZACCARONI, 2016). Apesar disso, ainda são poucos os estudos realizados com este táxon, principalmente com seus representantes terrestres e utilizando sangue como matriz de análise, provavelmente, devido às dificuldades para captura do animal e obtenção do material. Na área de estudo, por exemplo, não foram encontrados estudos realizados com exemplares deste táxon.

Apesar da ausência de dados pretéritos para comparação, as análises realizadas com os dados obtidos no presente estudo permitiram identificar que os mamíferos de pequeno porte capturados nos diferentes compartimentos ao longo da extensão avaliada apresentaram, especialmente nos pontos dentro da área de passagem e deposição da lama (DA), nos compartimentos 1 e 2, diferentes alterações nos biomarcadores avaliados (e.g. alterações nos sistemas antioxidante e de biotransformação, nas concentrações de metalotioneínas e nos marcadores de genotoxicidade e mutagênicidade), enquanto nos animais capturados nos pontos afastados da passagem da onda de lama (C), essas diferenças não foram identificadas. Tais alterações nos diferentes biomarcadores foram acompanhadas pelo aumento na concentração de diferentes EPTs. Além disso, é importante mencionar que há uma clara diferença sazonal nas respostas apresentadas por estes indivíduos, indicando que os fatores ambientais influenciam a absorção dos EPTs e, conseqüentemente, os efeitos desses sobre os animais.

Apesar da relevância desses dados, ainda existe dificuldade em relacionar a contaminação por EPTs com as alterações de saúde nestes organismos, no entanto, estudos com mamíferos aquáticos que avaliaram biomarcadores em hemolisado sanguíneo diante da exposição a metais e semimetais (e.g. DAS et al., 2006; STAVROS; BONDE; FAIR, 2008; ANZOLIN, 2011), também identificaram alterações em parâmetros fisiológicos, hematológicos, bioquímicos e na concentração de EPTs, o que demonstra que

existe uma relação entre a presença desses contaminantes no ambiente afetado com as concentrações identificadas no sangue desses animais e, conseqüentemente, com os efeitos deletérios identificados na saúde dos mesmos. Porém, apenas com a análise de todas as campanhas realizadas é que será possível fazer uma melhor avaliação sobre os efeitos dos contaminantes na saúde desses organismos.

7.3.2.3 Mastofauna voadora (Quirópteros)

Foram amostrados um total de 59 exemplares de quirópteros ao longo de toda a extensão avaliada, nas duas campanhas consideradas neste relatório. Esse grupo de organismos foi composto 6 espécies divididas em 2 famílias e 4 hábitos alimentares (Tabela 69). Destes, o gênero *Artibeus* foi o mais representativo (83%) e a espécie *Artibeus lituratus* a mais amostrada entre as campanhas (Figura 251).

Assim como já descrito para os demais grupos de fauna silvestre, devido ao reduzido número de organismos amostrados em cada uma das unidades amostrais (2, 4 ou 6), optou-se pela junção dos dados de todos os organismos pertencentes à família *Phyllostomidae* que apresentam a frugívoros como hábito alimentar, de modo que pudéssemos ter um número amostral estatisticamente representativo dentro de cada ponto (C ou DA) de cada uma das unidades amostrais. Assim, os resultados que serão apresentados representam a presença/ausência de diferenças entre quirópteros coletados no ponto controle em relação ao ponto adjacente da APDL, nas estações seca e chuvosa, em cada um dos compartimentos da bacia hidrográfica do rio Doce.

Tabela 69 – Descritivo dos exemplares de mastofauna voadora (Quirópteros) coletados para avaliação ecotoxicológica

ESTAÇÃO	COMPARTIMENTO	U.A.	PONTO	ESPÉCIE	Nº DE INDIVÍDUOS	FAMÍLIA	HÁBITO ALIMENTAR
SECA	1	2	C	<i>Artibeus lituratus</i>	4	Phyllostomidae	Frugívoro
	1	2	C	<i>Myotis sp.</i>	1	Vespertilionidae	Insetívoro
	1	2	DA	<i>Artibeus fimbriatus</i>	1	Phyllostomidae	Frugívoro
	1	2	DA	<i>Artibeus lituratus</i>	4	Phyllostomidae	Frugívoro
	1	2	DA	<i>Desmodus rotundus</i>	1	Phyllostomidae	Hematófago
	3	6	C	<i>Artibeus fimbriatus</i>	2	Phyllostomidae	Frugívoro
	3	6	C	<i>Artibeus lituratus</i>	2	Phyllostomidae	Frugívoro
	3	6	DA	<i>Artibeus fimbriatus</i>	2	Phyllostomidae	Frugívoro
	3	6	DA	<i>Artibeus lituratus</i>	6	Phyllostomidae	Frugívoro
	1	2	C	<i>Artibeus lituratus</i>	5	Phyllostomidae	Frugívoro
	1	2	DA	<i>Artibeus lituratus</i>	4	Phyllostomidae	Frugívoro
	1	2	DA	<i>Desmodus rotundus</i>	1	Phyllostomidae	Hematófago
	2	4	C	<i>Artibeus lituratus</i>	4	Phyllostomidae	Frugívoro
	2	4	C	<i>Myotis sp.</i>	2	Vespertilionidae	Insetívoro
	2	4	DA	<i>Artibeus lituratus</i>	2	Phyllostomidae	Frugívoro
	2	4	DA	<i>Desmodus rotundus</i>	1	Phyllostomidae	Hematófago
	2	4	DA	<i>Phyllostomus sp.</i>	2	Phyllostomidae	Frugívoro
	3	6	C	<i>Artibeus fimbriatus</i>	1	Phyllostomidae	Frugívoro
	3	6	C	<i>Artibeus lituratus</i>	6	Phyllostomidae	Frugívoro
	3	6	DA	<i>Artibeus fimbriatus</i>	1	Phyllostomidae	Frugívoro
	3	6	DA	<i>Artibeus lituratus</i>	4	Phyllostomidae	Frugívoro
	3	6	DA	<i>Artibeus obscurus</i>	1	Phyllostomidae	Frugívoro
	3	6	DA	<i>Chrotopterus auritus</i>	2	Phyllostomidae	Carnívoro

CHUVOSA

Figura 251 – Imagem de *Artibeus lituratus*, a espécie mais representativa de quirópteros (morcegos) capturada ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre



Fonte: LACTEC

7.3.2.3.1 Alterações nas condições corporais e/ou na saúde

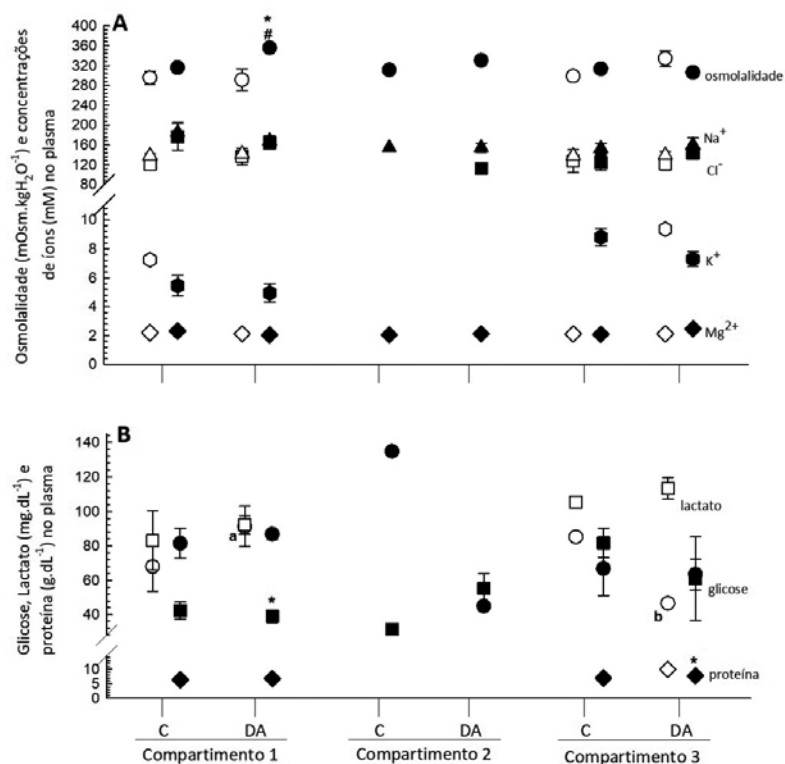
a) Alterações fisiológicas (osmorregulação e metabolismo) – osm, íons, glicose, lactato, PP

Embora os quirópteros, assim como os pequenos mamíferos, apresentem mecanismos robustos de osmorregulação, os morcegos capturados no ponto DA do compartimento 1, na estação chuvosa, apresentaram aumento na osmolalidade em relação aos valores observados para os indivíduos capturados no ponto C deste mesmo compartimento. Os morcegos capturados no ponto DA do compartimento 1 apresentaram, ainda, aumento na osmolalidade quando comparados aos indivíduos capturados neste mesmo ponto e compartimento na estação seca. Apesar deste resultado, observou-se que as concentrações dos íons avaliados (Cl^- , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) não apresentaram alterações independentemente dos pontos e compartimentos, em ambas as estações (Figura 252A).

Além das alterações observadas na OSM, foram identificadas nos morcegos capturados no ponto DA do compartimento 1, maiores concentrações de lactato na estação seca quando comparada a concentração determinada nos animais capturados neste mesmo ponto e compartimento na estação chuvosa. Os animais capturados no ponto DA do compartimento 3, por sua vez, apresentaram maiores concentrações de proteínas plasmáticas na estação seca em relação a concentração observada nos animais capturados neste mesmo ponto e compartimento na estação chuvosa (Figura 252B).

Quando comparadas as respostas apresentadas pelos morcegos nos diferentes compartimentos observou-se que os animais capturados no ponto DA do compartimento 1 apresentaram maior concentração plasmática de glicose do que aqueles capturados neste mesmo ponto do compartimento 3 na estação seca (Figura 252).

Figura 252 – Biomarcadores fisiológicos determinados em plasma de exemplares de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos).



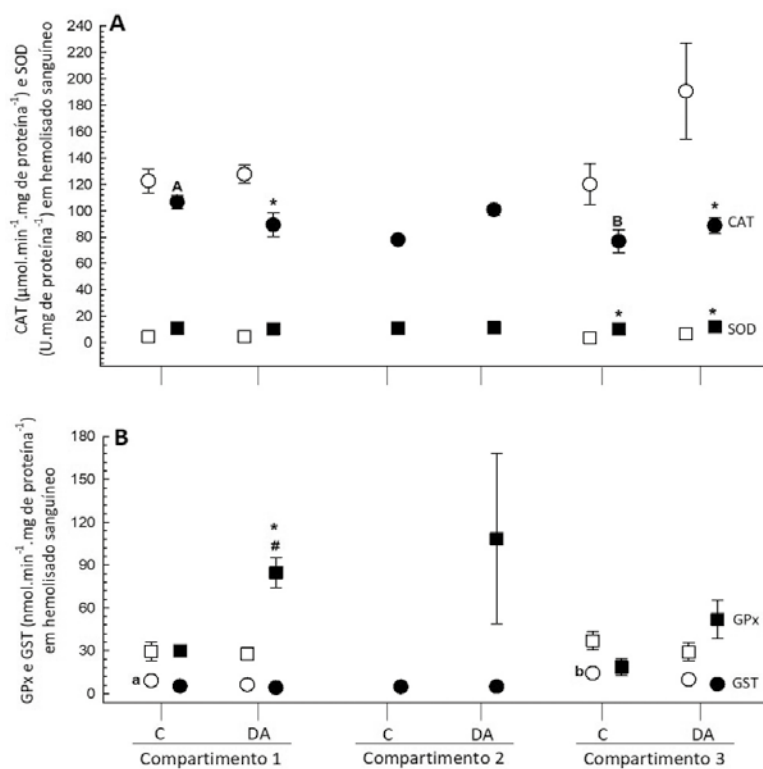
Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostrais (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

b) Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação – SOD, CAT, GPx, GST

Tanto no compartimento 1 quanto no compartimento 3, onde foi possível avaliar as diferenças sazonais nas respostas destes biomarcadores da mastofauna voadora, observou-se que os animais capturados no ponto DA destes compartimentos na estação chuvosa apresentaram menor atividade da enzima CAT em relação àqueles capturados neste mesmo ponto de ambos os compartimentos na estação seca. Ainda, na estação chuvosa a atividade da CAT foi menor nos animais capturados no ponto C do compartimento 3 em relação aos animais capturados neste mesmo ponto do compartimento 1 (Figura 253 A). Os morcegos capturados em ambos os pontos (C e DA) do compartimento 3 apresentaram maior atividade da SOD na estação chuvosa que na estação seca (Figura 253 A). No entanto, ainda na estação chuvosa, a atividade da enzima GPx foi maior nos animais capturados no ponto DA do compartimento 1 que nos animais capturados no ponto C deste mesmo compartimento. Observou-se, ainda, que a atividade da GPx foi maior nos animais capturados no ponto DA do compartimento 1

na estação chuvosa que nos animais capturados neste mesmo ponto e compartimento na estação seca. Além destas alterações, foi observado que, na estação seca, os animais capturados no ponto C do compartimento 1 apresentaram maior atividade da enzima GST quando comparados aos animais capturados neste mesmo ponto do compartimento 3 (Figura 253 B).

Figura 253 – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos).



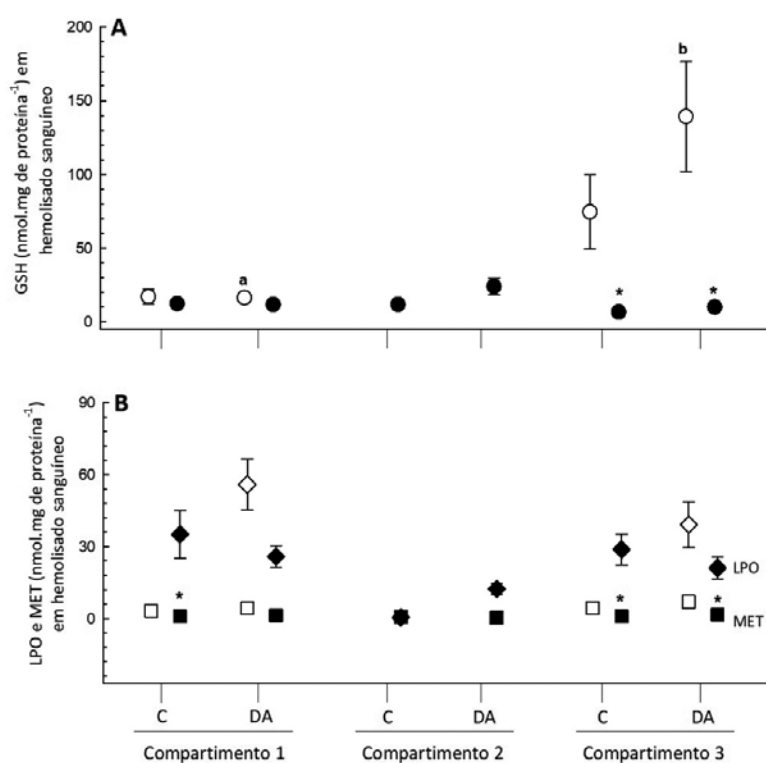
Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostras (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

c) Alterações nos sistemas não enzimáticos - GSH, MT, LPO

Não foram observadas alterações nos níveis de LPO em nenhum dos grupos amostrados, no entanto, a concentração de GSH esteve reduzida nos animais dos pontos C e DA do compartimento 3, na estação chuvosa quando comparado aos valores observados para os animais capturados na estação seca. Além disso, na estação seca, os animais capturados no ponto DA do compartimento 1 apresentaram menor concentração desta molécula em relação às concentrações encontradas nos

animais capturados neste mesmo ponto do compartimento 3. As concentrações de MT, por sua vez, se encontraram aumentadas nos animais capturados no ponto C do compartimento 1 e, nos pontos C e DA do compartimento 3 na estação seca quando comparadas as concentrações determinadas nos animais capturados nestes mesmos pontos e compartimento na estação chuvosa (Figura 254).

Figura 254 – Biomarcadores não enzimáticos determinados em hemolisado sanguíneo de exemplares de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – Glutaciona reduzida (GSH); B – Metalotioneínas (MET/MT) e peroxidação lipídica (LPO).

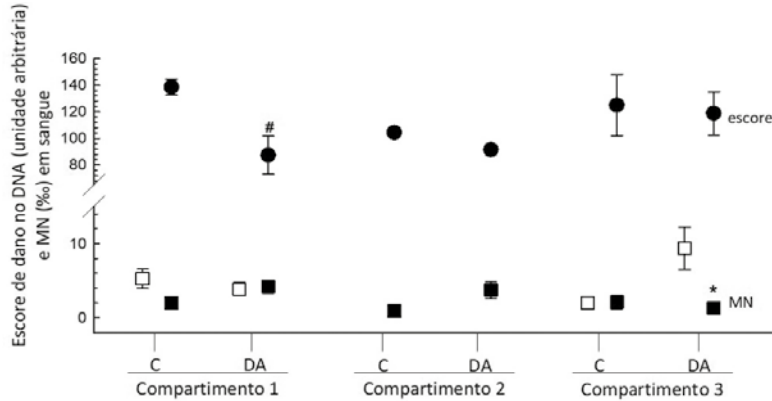


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostrais (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

d) Genotoxicidade e Mutagenicidade – cometa, micronúcleo.

Nos morcegos capturados na estação chuvosa, no compartimento 1, observou-se uma redução do escore de dano ao DNA (cometa) naqueles capturados no ponto DA em relação àqueles do ponto C. Já no compartimento 3, foi observada a diferença na frequência de micronúcleos entre os indivíduos capturados no ponto DA da estação seca e da estação chuvosa, sendo a maior frequência observada nos organismos capturados na estação seca (Figura 255).

Figura 255 – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados em sangue de exemplares de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). Escore de dano no DNA (ensaio cometa), alterações nucleares eritrocitárias (ANE) e micronúcleo (MN).

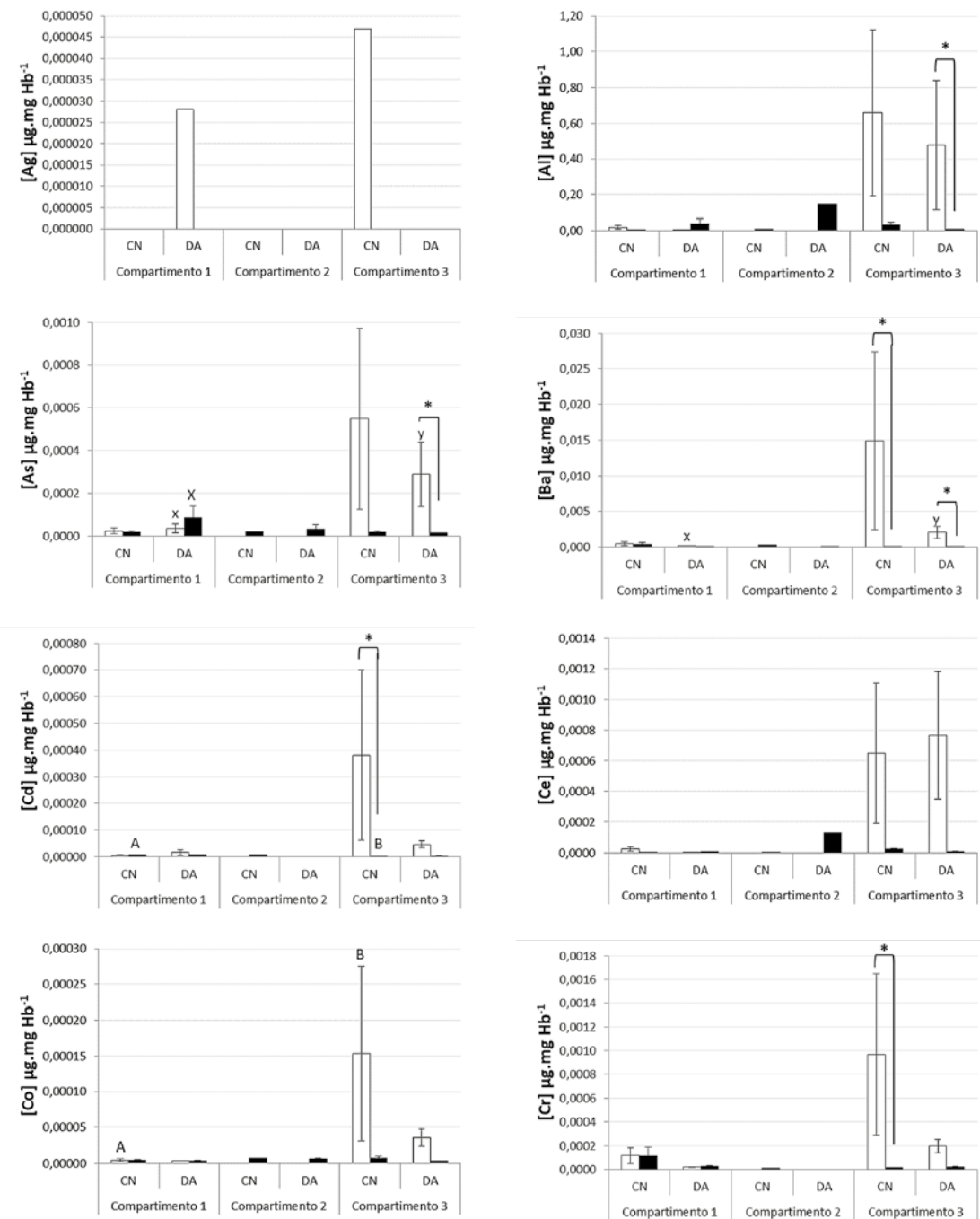


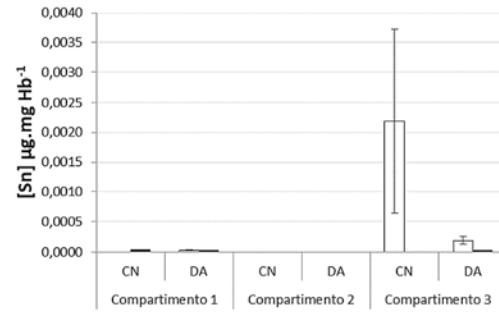
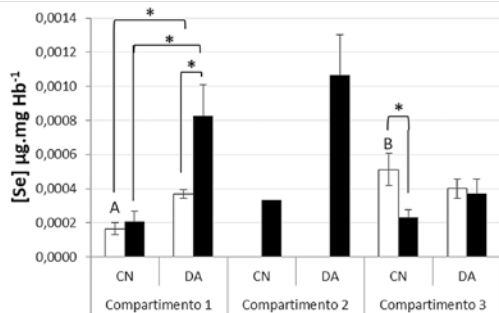
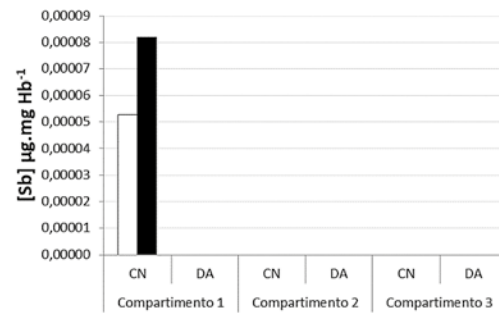
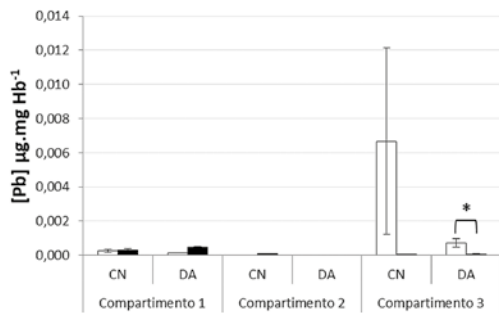
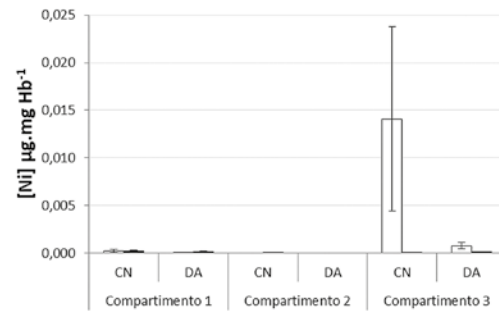
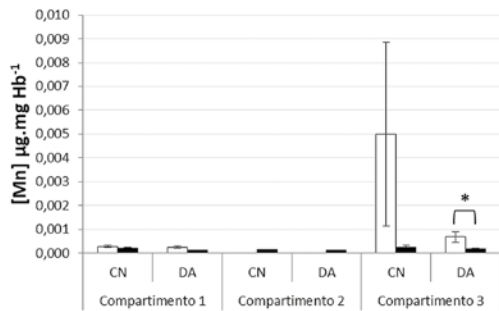
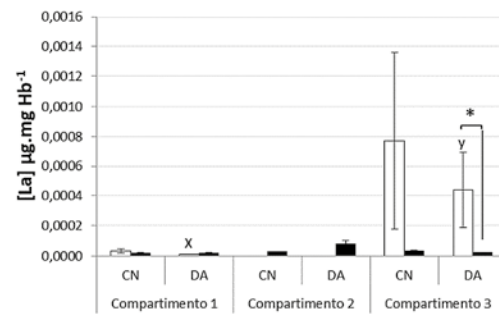
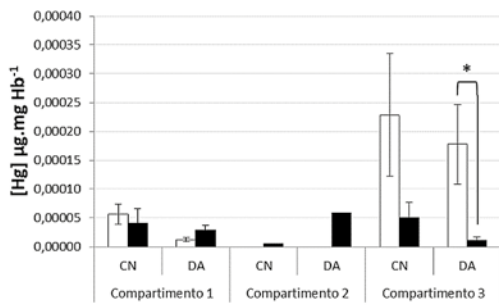
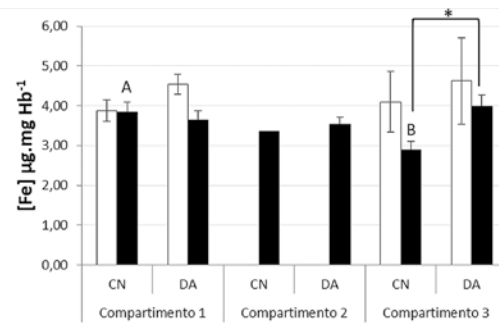
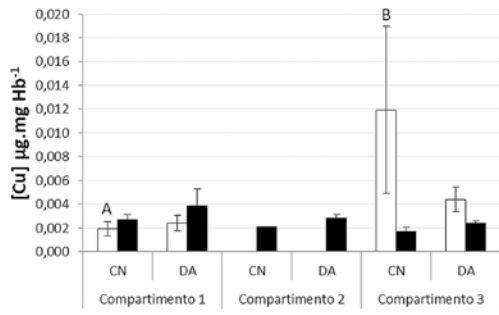
Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados (1, 2 e 3) na estação seca; Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os diferentes compartimentos amostrados na estação chuvosa. * indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa), para cada um dos pontos amostrais; # indica diferença significativa entre os diferentes pontos amostrais (C e DA), num mesmo compartimento e na mesma estação amostral. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão da média, $p < 0,05$.

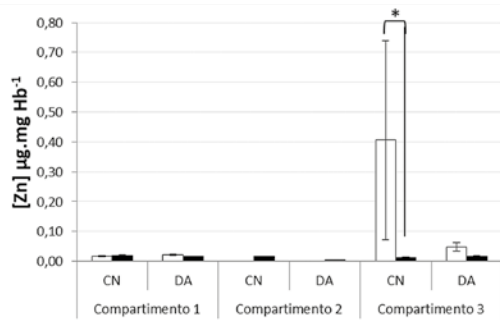
7.3.2.3.2 Alterações nas concentrações de EPTs

Em relação às concentrações de EPTs no hemolisado de morcegos todos os EPTs avaliados foram detectados em pelo menos um dos pontos amostrados, sendo que 14 deles foram detectados em todos os pontos (Figura 256). Devido ao pequeno número de indivíduos capturados muitos pontos não foram comparados estatisticamente, no entanto, os testes estatísticos realizados permitiram verificar que a concentração de Se esteve maior nos animais capturados no ponto DA que nos animais capturados no ponto C do compartimento 1 de ambas as estações. O elemento Fe também esteve presente em maiores concentrações nos indivíduos capturados no ponto DA, porém, do compartimento 3 e apenas na estação chuvosa. Além disso, os animais do ponto DA do compartimento 3 apresentaram maiores concentrações dos elementos Al, As, Ba, Hg, Mn e Pb na estação seca que os animais capturados neste mesmo ponto e compartimento na estação chuvosa. Os animais capturados no ponto C deste mesmo compartimento apresentaram maiores concentrações de Ba, Cd, Cu, Se e Zn na estação seca que os animais capturados neste mesmo ponto e compartimento na estação chuvosa. A comparação estatística entre os compartimentos 1 e 3 permitiram identificar que os elementos As e Ba foram detectados em maiores concentrações nos animais capturados no ponto DA do compartimento 3 na estação seca, enquanto, na estação chuvosa o elemento As foi detectado em maiores concentrações nos animais capturados neste mesmo do compartimento 1. Para o ponto C destes mesmos compartimentos observou-se maiores concentrações dos elementos Co, Cu e Se nos animais capturados no compartimento na estação seca, enquanto, na estação chuvosa os elementos Cd e Fe foram detectados em maiores concentrações nos animais capturados neste mesmo do compartimento 1 (Figura 256).

Figura 256 – Concentração de EPTs determinados em hemolisado sanguíneo ($\mu\text{g} \cdot \text{mg Hb}^{-1}$) de quirópteros (morcegos) capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, na estação seca (barras brancas) e na estação chuvosa (barras pretas).







Letras minúsculas indicam diferença significativa entre os compartimentos 1, 2 e 3, para os pontos C (abc) e DA (xyz), na estação seca; letras maiúsculas indicam diferença significativa entre os compartimentos 1, 2 e 3, para os pontos C (ABC) e DA (XYZ), na estação chuvosa.* indicam diferença significativa entre os pontos amostrais (C e DA) num mesmo compartimento e na mesma estação, ou ainda entre as estações para C ou para DA, no mesmo compartimento. Resultados estão expressos em média \pm erro padrão a média. $p < 0,05$.

Quirópteros é um dos grupos de mamíferos mais diverso e geograficamente disperso, considerado um importante componente nos diferentes ecossistemas e, portanto, um grupo interessante de ser utilizado como bioindicador (CARPENÈ; ANDREANI; ISANI, 2017). Além disso, devido sua longevidade, o estudo desses organismos pode representar efeitos da exposição crônica às condições de um determinado ambiente (ZUKAL; PIKULA; BANDOUCHOVA, 2015; HANADHITA; SATYANINGTIJAS; AGUNGPRIYONO, 2019).

Apesar disso, assim como descrito para os mamíferos de pequeno porte, estudos com este grupo são raros e na área de estudo não foram encontrados. No entanto, do mesmo modo como apontado para os grupos de fauna previamente descritos, diferentes alterações foram identificadas nos organismos capturados no ponto DA dos compartimentos 1 e 3 como, por exemplo, aumento da osmolalidade, de lactato, glicose, MN, GPx e redução da atividade da CAT e da molécula de GSH, as quais foram acompanhadas pelo aumento da concentração de Al, As, Ba, Fe, Hg, Mn, Pb e Se. Do mesmo modo como mencionado nos grupos anteriores a sazonalidade apresentou influência sobre essas respostas fazendo com que as mesmas fossem variáveis entre as estações, no entanto, sempre com alterações mais significativas nos animais dos pontos DA que dos pontos C nos diferentes compartimentos avaliados. É importante mencionar que morcegos são conhecidos por apresentarem um sistema antioxidante bastante robusto (ZUKAL; PIKULA; BANDOUCHOVA, 2015; HANADHITA; SATYANINGTIJAS; AGUNGPRIYONO, 2019), assim, as alterações identificadas neste sistema já são indicativos de comprometimento da saúde destes animais.

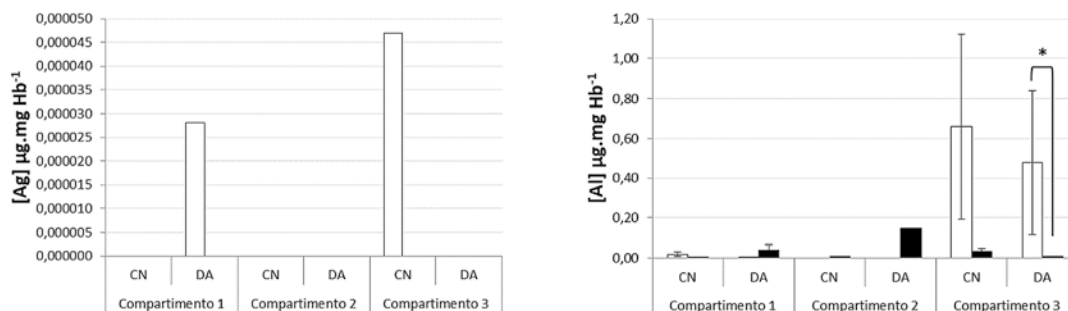
Além disso, é muito importante mencionar que tanto nos ambientes aquáticos quanto nos terrestres a absorção dos elementos pelos diferentes organismos pode variar. No caso dos morcegos, essa absorção pode ocorrer tanto de forma direta quanto indireta, sendo a contaminação indireta, através do suprimento alimentar e do hábitat, uma das formas mais significativas de impactos sobre os mesmos (ZOCCHÉ, 2008). Deste modo, o grau de comprometimento da saúde desses organismos se torna dependente do contato desses organismos com estas fontes, o que representa uma potencial ameaça de impacto nocivo. Diferentes estudos tem demonstrado que concentrações subletais de EPTs têm sido identificadas nestes organismos, especialmente em decorrência do acúmulos destes, de forma indireta, a partir da cadeia alimentar (THIES; GREGORY, 1994; MÉNDEZ; ALVAREZ CASTAÑEDA, 2000;

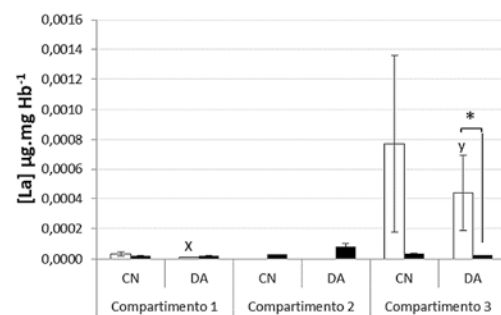
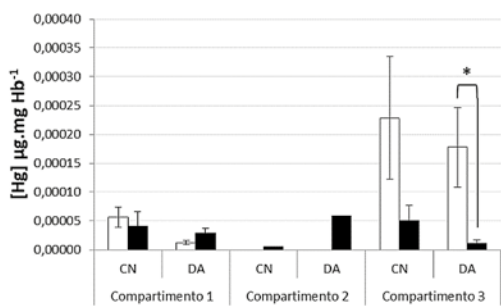
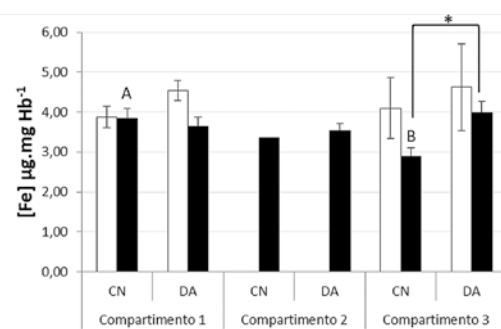
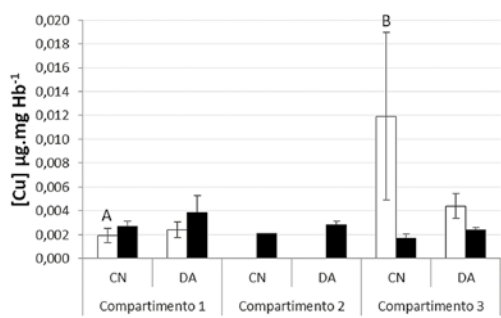
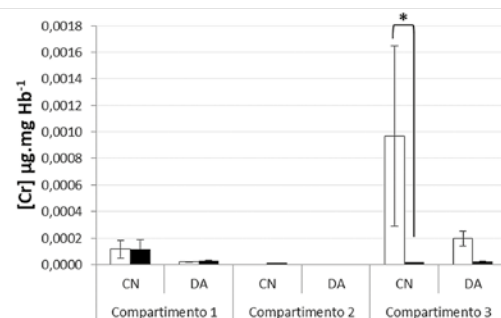
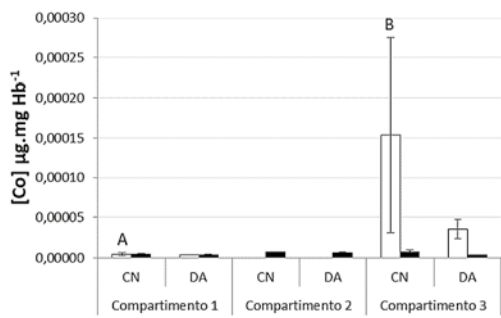
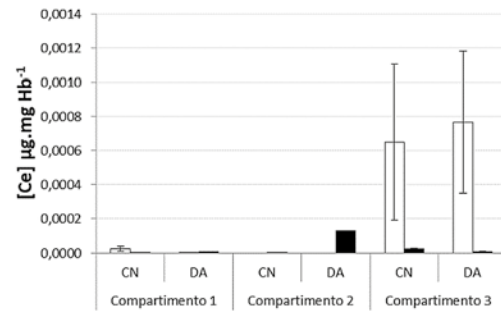
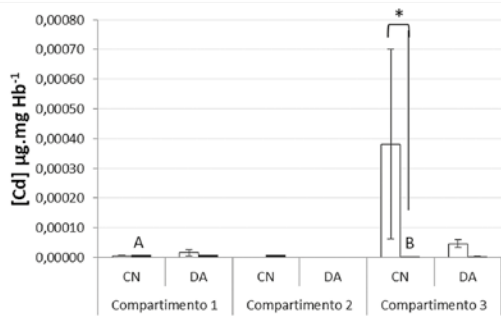
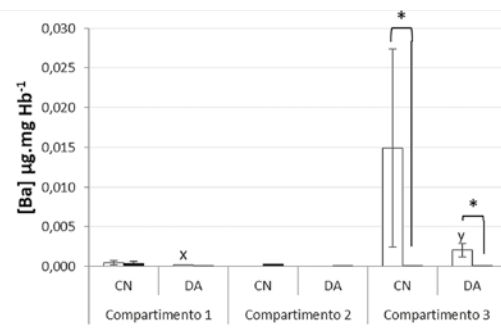
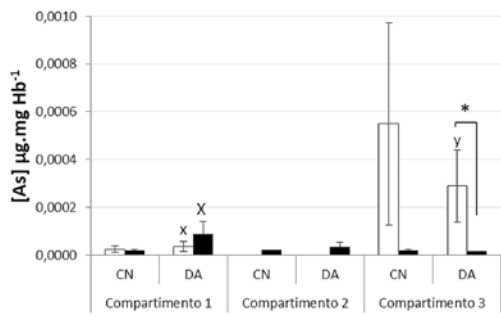
CLARK; SHORE, 2001; HICKEY et al., 2001; O'SHEA; EVERETTE; ELLISON, 2001; ZOCHE, 2008) e que a exposição aguda ou crônica a estes elementos está relacionada a uma variedade de doenças e condições patológicas destes animais (O'SHEA; CLARK JR.; BOYLE, 2000). No presente estudo os morcegos se mostraram mais sensíveis às alterações ambientais, pois apresentaram mais alterações nas concentrações de EPTs em relação aos demais grupos, além disso, foi o único grupo que apresentou maiores concentrações EPTs nos animais capturados no ponto DA em relação àqueles capturados no ponto C como, por exemplo, maior concentração de Se nos animais capturados no ponto DA do compartimento 1 em ambas as estações avaliadas e, maiores concentrações de Fe nos animais capturados no ponto DA do compartimento 3 na estação chuvosa. No entanto, apesar dos efeitos identificados no presente estudo, devido ao pequeno número amostral, somente com a continuidade das análises será possível obter uma resposta mais conclusiva sobre o efeito dos contaminantes presentes nas regiões avaliadas sobre a saúde destes organismos.

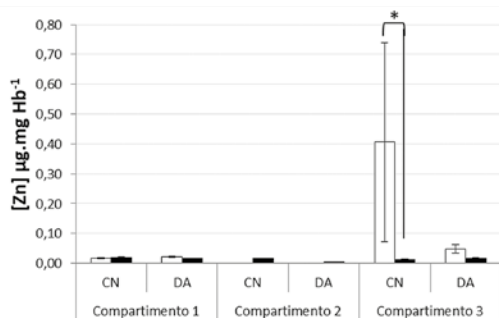
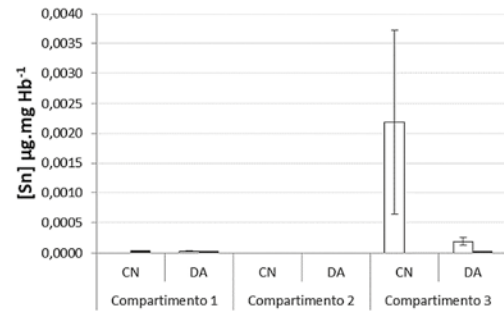
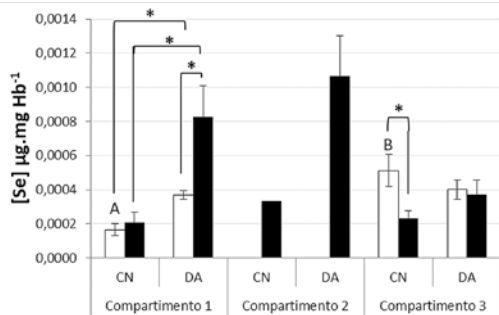
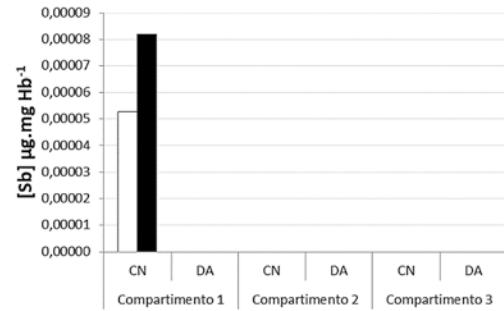
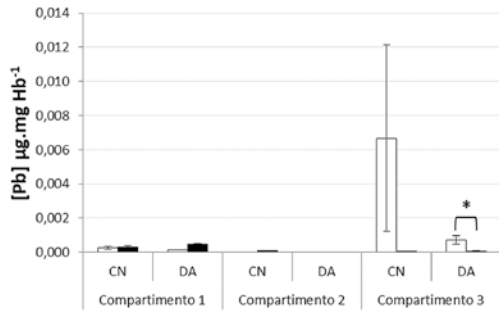
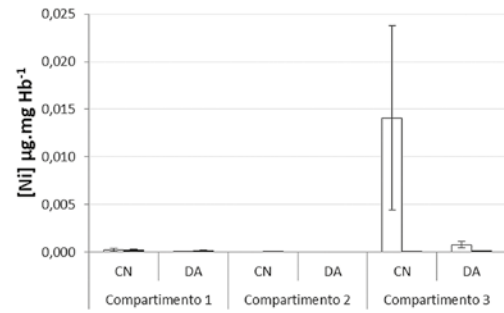
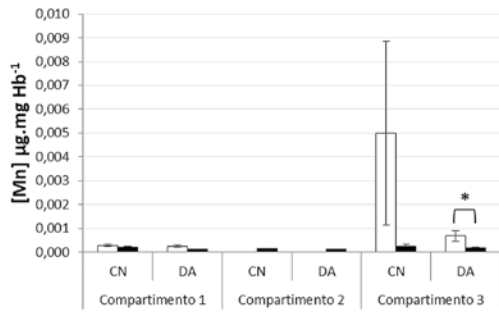
7.3.2.4 Mastofauna aquática (Cetáceos)

A análise de determinação das concentrações de EPTs, realizadas até o momento, nos diferentes tecidos amostrados das carcaças de indivíduos de boto-cinza sugerem que, no geral, não houve incremento nas concentrações dos elementos avaliados no período pós-desastre em relação ao pré-desastre, independentemente do tecido avaliado (gordura, músculo, rim e fígado), exceto para o elemento Ni que foi encontrado em maiores concentrações nas amostras de fígado obtidas nos encalhes de 2018, tanto em relação àqueles do ano de 2017 quanto do período pré-desastre. Especificamente para as amostras provenientes dos espécimes de boto-cinza encalhados no período pós-desastre nos anos de 2017 e 2018, observou-se que diversos EPTs apresentaram concentrações reduzidas em relação às amostras obtidas de carcaças pré-desastre. No ano de 2017 menores concentrações foram identificadas para os elementos Co, Fe, La e Sn no fígado e, para o elemento Sn no músculo. No ano de 2018 observou-se menores concentrações de Ag, La, Mn, Ni, Pb e Sn no tecido gorduroso; de Ag e Sn no tecido muscular e de Ce, La e Ni no rim (Figura 257).

Figura 257 – Concentração de EPTs determinados em tecidos (gordura, músculo, rim e fígado; mg.kg^{-1} de peso úmido) da mastofauna aquática (cetáceos) capturados pré e pós-desastre próximos a foz do rio Doce.







Letras diferentes indicam diferença na concentração do EPT entre os períodos amostrados para cada um dos tecidos avaliados. Legenda: barras brancas indicam período pré-desastre, as demais barras indicam amostras obtidas no período pós-desastre, estando em cinza claro àquelas do ano de 2016, cinza escuro àquelas do ano de 2017 e em preto àquelas do ano de 2018.

Entre os mamíferos aquáticos, os cetáceos representam um grupo cujo interesse em avaliar o acúmulo de poluentes e a correlação destes com a mortalidade tem sido ampliado ao longo dos anos, especialmente porque estes animais ocupam uma posição no topo de cadeia trófica e, consequentemente, podem acumular diferentes contaminantes ao longo do tempo (BRAIT; FILHO; FURTADO, 2009; WEIJS; ZACCARONI, 2016; CARPENÈ; ANDREANI; ISANI, 2017).

Por serem animais de topo de cadeia alimentar, uma vez que se alimentam de peixes, moluscos e crustáceos e, por apresentarem um ciclo de vida relativamente longo, de até 30 anos (GODOY, 2011), o boto-cinza está sujeito a um grande risco de apresentar prejuízos à saúde, bem como bioacumulação e biomagnificação de EPTs em decorrência da exposição crônica a esses contaminantes. Embora muitos botos-cinza sejam residentes e, consequentemente, vivem e se alimentam na foz do rio Doce (FLORES; BAZZALO, 2004; ROSSI-SANTOS; WEDEKIN, 2006), não foi possível identificar aumento nos níveis de EPTs nestes organismos após a ocorrência do desastre. As análises realizadas no presente estudo foram realizadas com carcaças de animais encontrados mortos na praia o que limita a avaliação e dificultam a correlação com a *causa mortis* devido, principalmente, ao desconhecimento sobre a origem dos organismos (WEIJS; ZACCARONI, 2016), ou seja, não há como precisar se os animais avaliados pertenciam à população de botos que residem na foz do rio Doce. Apesar disso, nota-se pela presença dos diferentes EPTs identificados nos tecidos avaliados, que os organismos viveram em áreas com a presença destes contaminantes ambientais, os quais podem ter influenciado na morte dos animais. No entanto, somente com a continuidade das análises de EPTs nas demais carcaças disponíveis e com a realização de análises de correlação destas com as demais análises ecológicas realizadas é que será possível identificar se há ou não relação entre a contaminação e o aumento no número de carcaças nos anos subsequentes ao desastre.

7.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, os resultados obtidos através da análise dos diferentes biomarcadores avaliados nos peixes capturados ao longo de toda a extensão aquática continental (compartimentos 1, 2 e 3) indicam que, em ambas as estações, tanto os animais capturados no ponto CP quanto os capturados no ponto DA apresentaram prejuízos às diferentes funções dos sistemas avaliados. No entanto, os animais capturados nos pontos dentro da área de passagem da onda de lama (DA e DQ, no caso do compartimento 1) apresentaram prejuízos mais significativos que os animais capturados nos demais pontos (CN e CP). Tal condição possivelmente está associada às piores condições ambientais encontradas nos pontos DA em decorrência do sinergismo entre as diferentes alterações que aconteceram em toda a extensão do rio Doce em decorrência da passagem da lama.

No ambiente estuarino, devido à ausência de um ponto amostral considerado como controle, as comparações foram realizadas apenas entre estações amostrais (seca e chuvosa). Mesmo assim, foi possível observar que independentemente do hábito alimentar dos peixes capturados, todos os sistemas avaliados apresentaram alterações, à excessão dos biomarcadores de metabolismo, cuja única diferença observada foi na concentração de lactato dos animais com hábito alimentar carnívoro. As alterações, assim como evidenciado para os demais compartimentos, foram mais significativas na estação chuvosa, uma vez que as chuvas favorecem a disponibilização e redistribuição de contaminantes, além de trazer consigo materiais particulados da atmosfera e do solo. Tal condição é corroborada pelos danos identificados, na estação chuvosa, para os parâmetros de qualidade de água e sedimentos (para maiores detalhes verificar TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais e TOMO IV – Zona Costeira e Marinha).

Na região marinha, além da ausência de pontos que pudessem ser considerados como controle, também não foi possível realizar a amostragem na estação seca. Sendo assim, os resultados obtidos indicaram diferenças nas respostas entre os animais capturados na região próxima (5 km) em relação aos capturados distantes da costa (20 km) ou, ainda, diferenças nos animais capturados ao sul ou ao norte da foz do rio Doce. Os resultados obtidos indicam que todos os peixes capturados no mar, sejam eles avaliados em conjunto ou agrupados por ordem (Perciformes e Siluriformes), apresentam prejuízos, os quais diferem em relação ao ponto de amostragem, corroborando as diferenças de concentração/disponibilidade de elementos provenientes da pluma de rejeito.

Corroborando as alterações observadas nos diferentes biomarcadores avaliados, as concentrações dos EPTs determinadas no tecido muscular das diferentes espécies de peixes avaliadas nos compartimentos 1, 2, 3, 4 e 5 também indicam maior prejuízo e, neste caso maior bioacumulação de metais e semimetais, nas áreas onde ocorreu a passagem da onda de lama, com concentrações superiores as determinadas em estudos pretéritos, sejam eles de linha base ou realizados logo após a ocorrência do desastre ou, ainda, superiores aos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira. A presença desses EPTs, especialmente em concentrações tão elevadas como as que foram encontradas, representa um alerta para os possíveis prejuízos que estes elementos possam vir a promover ou já estão promovendo à sua saúde da biota aquática, semiterrestre e terrestre e, inclusive à saúde humana.

Assim como evidenciado para peixes, todos os grupos de fauna silvestre (anfíbios, mastofauna terrestre de pequeno porte e mastofauna voadora) apresentaram alterações nos diferentes biomarcadores avaliados, sendo tais alterações especialmente observadas nos indivíduos capturados nos

pontos DA independentemente das estações amostradas. Observou-se, inclusive, que muitas dessas alterações foram similares e consistentes nos diferentes grupos de fauna. Entre as alterações comuns aos organismos capturados no ponto DA de todos os grupos faunísticos encontram-se as concentrações plasmáticas de proteínas (reduzidas na estação chuvosa), a atividade da enzima SOD (aumentada na estação chuvosa) e a frequência de MN (aumentada na estação seca). As demais alterações identificadas ocorreram nos animais do ponto DA de pelos menos um dos grupos faunísticos e, em pelo menos uma das estações amostradas (seca ou chuvosa). Porém, devido à ausência de indivíduos dos três grupos em todos os pontos e compartimentos amostrados, em ambas as estações, não foi possível inferir qual grupo representa um melhor bioindicador da condição ambiental local, bem como qual compartimento representa maior estresse ambiental para os grupos de fauna avaliados.

Com relação à concentração de EPTs determinadas nos diferentes grupos faunísticos, é importante ressaltar que a matriz utilizada para a essa análise foi o hemolisado proveniente do processamento das amostras de sangue, os quais, para fins de comparação entre os pontos e estações, foram normalizados pela concentração de hemoglobina. A maior parte dos estudos que utilizam esta matriz não faz essa normalização, sendo assim, não há como comparar os resultados obtidos com estudos disponíveis na literatura que a tenham utilizado. Além disso, dados referentes a concentrações destes EPTs, bem como de outros contaminantes ambientais, em animais selvagens são escassos e, quando disponíveis, são obtidos através da análise de tecidos como fígado, rins, ossos, músculo, pele e/ou pelos, o que novamente representa um impeditivo para que relações com outros estudos possam ser avaliadas e discutidas. No entanto, levando em consideração as comparações que puderam ser realizadas, fica claro que há uma influência sazonal nas concentrações desses elementos nos diferentes grupos de fauna, especialmente nos organismos capturados nos pontos DA. Pode-se afirmar, ainda, que a presença dos EPTs investigados no hemolisado destes organismos representa um alerta de dano aos mesmos, pois, sabe-se que o sangue é o tecido que realiza o transporte de moléculas entre os diversos compartimentos de um organismo, desta forma, a presença de EPTs no hemolisado indica que outros órgãos, reconhecidamente alvos de ação e acúmulo de metais, como o fígado e os rins, possam apresentar maiores concentrações, potencialmente tóxicas, dos elementos encontrados.

Quanto a concentração de EPTs em diferentes tecidos provenientes de carcaças de organismos da mastofauna aquática, como os botos-cinza avaliados neste trabalho, pode-se notar que todos os EPTs avaliados estiveram presentes nos diferentes tecidos avaliados, indicando que estes organismos se encontravam em ambientes contaminados. No entanto, devido ao tipo de amostragem (carcaças enalhadas) não há como afirmar a localização de origem dos animais, os quais poderiam viver em regiões distintas daquelas onde as carcaças foram encontradas, bem como não há como avaliar a idade dos mesmos, fator este que implica diretamente no tempo de exposição pelo qual estes organismos foram submetidos aos contaminantes presentes no ambiente. Desta forma, embora algumas diferenças nas concentrações de EPTs nos diferentes tecidos avaliados tenham sido observadas, pouca inferência pode ser feita em relação à influência do desastre para a saúde destes organismos.

Assim, embora o impacto visual do desastre esteja diminuindo, os resultados apresentados pelos diferentes grupos de fauna avaliados (ictiofauna e fauna silvestre) confirmaram a importante mobilização e contribuição da pluma de rejeitos na contaminação das águas e biota local por metais

e semimetais, sejam eles direta ou indiretamente associados a atividade de mineração. Além disso, embora haja indicação de que o material que estava em suspensão esteja se depositando e se acumulando no fundo, junto ao sedimento, é sabido que o mesmo pode ser ressuspenso e disponibilizado na coluna d'água desencadeando, conseqüentemente, por um longo período, alterações significativas na qualidade da água, biogeoquímica de sedimentos, bioacumulação e efeitos de toxicidade para a biota local e até mesmo para a população humana. Assim, enquanto não houver certeza sobre a estabilização deste material, tanto na calha do rio Doce quanto na região estuarino-marinha, não será possível mensurar o comprometimento desses ambientes, e conseqüentemente, da biota associada aos mesmos. Nesse sentido, ressalta-se, a importância da realização do monitoramento ambiental para que se possa conhecer, exatamente, os efeitos do rejeito, bem como, fazer uma previsão sobre o tempo de depuração e de recuperação do ambiente atingido.

7.5 PRÓXIMAS ETAPAS

7.5.1 PEIXES

- Outras duas campanhas de ecotoxicologia foram realizadas e todos os biomarcadores, assim como as concentrações de EPTs, serão analisadas para concluir o diagnóstico sobre as condições de saúde da ictiofauna nos cinco compartimentos amostrais e sobre a gravidade das condições em que estes organismos se encontram. Além disso, estão previstas mais duas campanhas que irão compor o ano de monitoramento para avaliação da tendência de evolução dos danos detectados.
- A análise de outros biomarcadores como a carbonilação de proteínas (PCO) e expressão de proteínas de estresse (HSP 70) serão realizadas, para as amostras obtidas de todas as campanhas. Além disso, serão concluídas as análises de histopatologia branquial e gonadal, bem como os cálculos dos índices de lesão resultantes dessas.

7.5.2 FAUNA SILVESTRE

- Assim como descrito para os peixes, duas outras campanhas foram realizadas e todos os biomarcadores aqui apresentados também serão analisados nas amostras provenientes destas, de modo compor o diagnóstico sobre as condições de saúde da fauna silvestre nos três compartimentos amostrais e concluir sobre a gravidade das condições em que estes organismos se encontram.
- Análises adicionais para determinação da concentração de EPTs serão realizadas em:
 - amostras de fezes e pelos obtidas para os exemplares de mastofauna voadora e de pequeno porte durante as quatro campanhas já realizadas;
 - amostras de penas que foram obtidas ao longo das campanhas de diagnóstico de impacto à avifauna, entre os anos de 2018 e 2019.
 - amostras de pelos e fezes de organismos pertencentes ao grupo de mastofauna de médio e grande porte;

- amostras de hemolisado sanguíneo de exemplares de herpetofauna, mais precisamente de quelônios (tartarugas marinhas);
- amostras de tecidos obtidos de outros indivíduos do grupo de mamíferos aquáticos (cetáceos), como baleias e toninhas, tanto no período pré quanto pós-desastre.
- Para as tartarugas marinhas serão realizadas análises de MEV-EDS para avaliação qualitativa de EPTs em amostras de cascas de ovos gorados ou de filhotes nascidos entre os anos de 2015 e 2018.

Todas as análises previstas nas etapas supracitadas, tanto para os peixes quanto para fauna silvestre, irão compor o relatório do diagnóstico ecotoxicológico dos grupos avaliados. Essas próximas etapas terão seus resultados discutidos em conjunto com os resultados já apresentados de modo a permitir uma melhor avaliação sobre a tendência de evolução dos danos identificados.

8 ANÁLISE INTEGRADA DO DIAGNÓSTICO

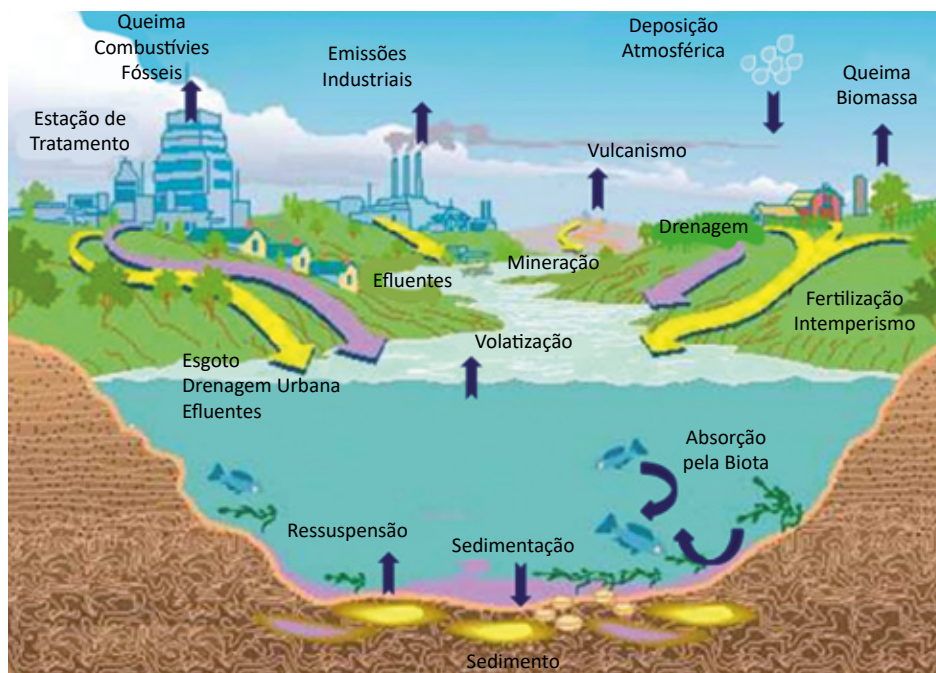
De modo a melhor compreender os diversos resultados obtidos para o diagnóstico de danos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, foi desenvolvida esta análise integrada, para a qual os aspectos físico-químicos do desastre foram os balizadores. Tal análise foi desenvolvida em duas partes: (i) uma parte introdutória, na qual foram apresentados aspectos gerais em relação às ciências e química ambientais. Nesta, foram discutidos os principais temas relativos, que nortearam as avaliações, sendo utilizadas generalizações conhecidas, sem detalhar particularidades de cada espécie química e biológica, devido à complexidade e amplitude dos temas; e (ii) uma segunda parte, com enfoque nos resultados do diagnóstico em si, que foram detalhados nos diversos tomos que compõem este diagnóstico, e que aqui são apenas citados, de maneira geral, para compreensão das interligações entre temas.

8.1 ASPECTOS GERAIS

Toda matéria é constituída por elementos químicos, deste modo, os mesmos estão presentes em todos os compartimentos¹ ambientais (atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera) (MASON, 1971; BAIRD; CANN, 2011; GIRARD, 2013). Dentre os diferentes elementos químicos presentes na natureza, 70 são metais (WOOD, 2012). Estes aportam no ambiente por meio de diferentes processos naturais como, por exemplo, atividades vulcânicas, erosão de solos, intemperismo de rochas e incêndios florestais. Porém, foi com o advento da era industrial, desde o final do século XIX, que houve um expressivo aumento na intensificação de processos e/ou de produtos diversos que potencializaram a distribuição destes elementos e de algumas substâncias no ambiente. Essa condição, associada aos fenômenos naturais e ao rápido crescimento demográfico, fez com que essas espécies químicas estivessem cada vez mais disponíveis no ambiente (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PINTILIE et al., 2007; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; OMS, 2008; PACHANA; WATTANAKORNSIRI; NANUAM, 2010; WOOD, 2012; SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014; NIKINMAA, 2014; ALI; KHAN; ILAHI, 2019). Na Figura 258 estão resumidos os diferentes processos, naturais e/ou antropogênicos, que interferem sobre o aporte, a disponibilização e a incorporação de espécies químicas no ambiente.

¹ Neste subcapítulo, o termo “compartimento” será utilizado conforme a sua definição para as Ciências Ambientais (compartimento ambiental), não se referindo (sempre que na ausência de numeração e com a inicial em minúscula) às subdivisões efetuadas pelo Lactec para a análise dos danos (Compartimentos 1 a 5, os quais serão sempre numerados e com o termo precedido de letra maiúscula).

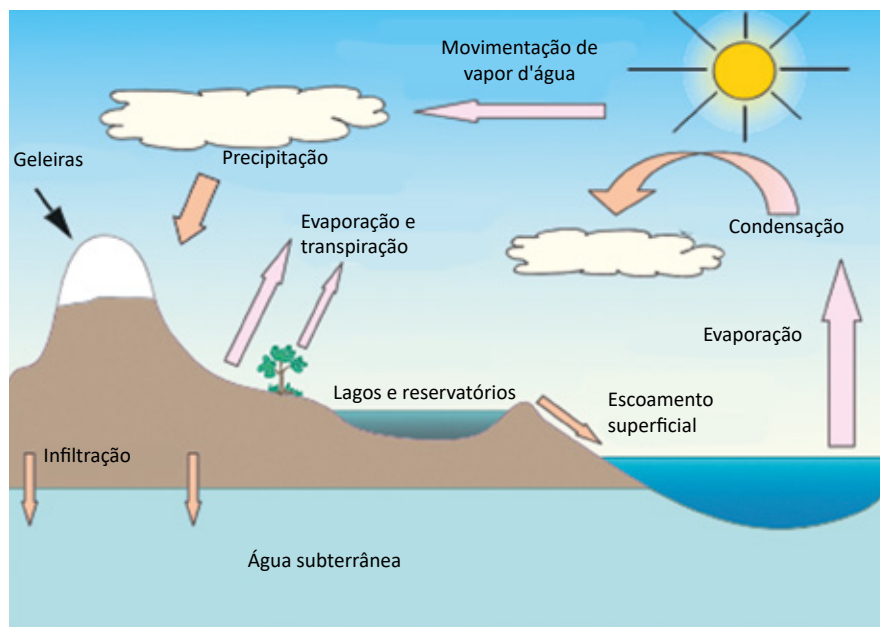
Figura 258 – Ilustração representativa das dinâmicas de aporte, incorporação e ciclagem de espécies químicas no meio ambiente.



Fonte: WILTEMBURG (2012) *apud* GARBARINO et al. (1995).

Os átomos dos elementos químicos são persistentes, pois somente em condições especiais, como de decaimento radioativo, de fissão e de fusão nucleares, podem ser modificados (ATKINS; JONES, 2007). Portanto, uma vez disponibilizados no ambiente, contaminam, circulam, incorporam-se e acumulam-se nos diferentes compartimentos ambientais (SKEAFF; DURBEUIL; BRIGHAM, 2002; PINTILIE et al., 2007; WOOD, 2012; ALI; KHAN; ILAHI, 2019). Já as substâncias formadas por átomos de elementos químicos podem passar por transformações, com a destruição e a formação de novas ligações químicas, modificando sua composição, conforme as condições físico-químicas do meio em que se encontram (ATKINS; JONES, 2007; BAIRD; CANN, 2011). A dinâmica de recirculação destes ocorre por meio de ciclos bio e hidrogeoquímicos (Figura 259). Assim, por exemplo, quando presentes no solo, estas espécies químicas podem ser carregadas aos corpos de água e/ou infiltradas em lençóis freáticos. Do mesmo modo, atingem a atmosfera e tendem a retornar à superfície terrestre por meio de processos hidrológicos e atmosféricos (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PORTZ; WOODLEY; CECH, 2006; PACHANA; WATTANAKORNSIRI; NANUAM, 2010; ALI; KHAN; ILAHI, 2019).

Figura 259 – Esquema simplificado do ciclo hidrogeológico da água.

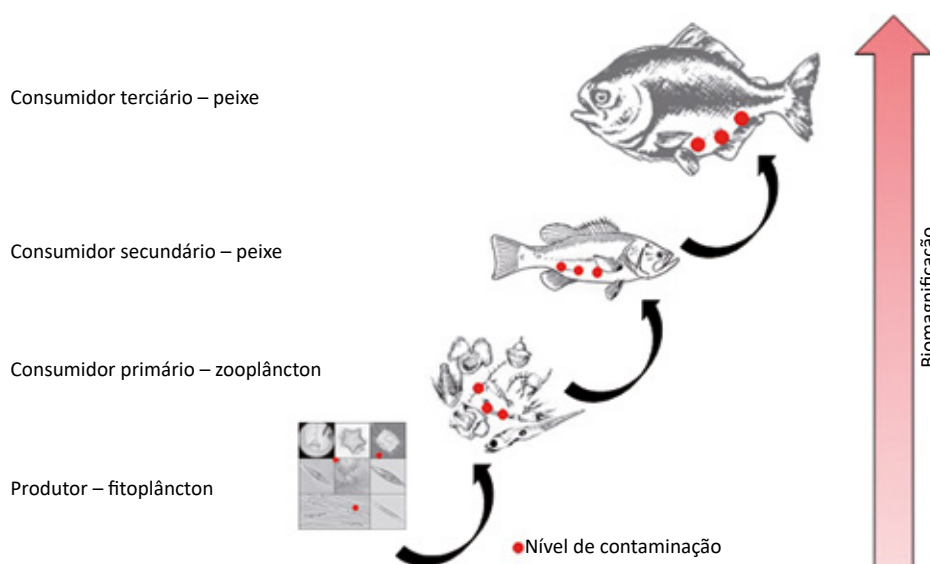


Fonte: GRASSI (2001).

O acúmulo de espécies químicas nos solos, nas águas superficiais e subterrâneas e no sedimento facilita a absorção pelos organismos vivos, vegetais e animais, podendo trazer consequências incalculáveis para todo o ecossistema (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PORTZ; WOODLEY; CECH, 2006; PACHANA; WATTANAKORNSIRI; NANUAM, 2010; WOOD, 2012; ALI; KHAN; ILAHI, 2019). Algumas espécies químicas podem ser problemáticas aos diferentes compartimentos ambientais, mesmo em baixas concentrações (ALI; KHAN; ILAHI, 2019), apresentando potencial de bioacumulação nos organismos. Tal processo de bioacumulação pode ocorrer, mesmo quando os elementos e substâncias apresentam-se em teores inferiores ao estabelecido pela legislação, uma vez que, na forma elementar, determinadas espécies químicas prejudiciais, como por exemplo o Hg, tendem a seguir as mesmas vias bioquímicas dos elementos essenciais, como o Ca, o Na e o K. Além disso, grande parte destas espécies químicas tende a sorção e complexação, formando, em alguns casos, compostos de mais fácil assimilação pelos seres vivos (MALAGRINO; MESQUITA; SOUSA, 2002; PACHANA; WATTANAKORNSIRI; NANUAM, 2010; NIENCHESKI et al., 2014; YANCHEVA et al., 2015; CABRAL; RISSO; MARTINEZ, 2018;). Isso ocorre por possuírem, quando livres (forma iônica), mobilidade reduzida, em relação aos elementos essenciais (ou seja, espécies químicas prejudiciais, como por exemplo, algumas espécies metálicas,

devido à sua maior massa específica, tendem a apresentar inferior capacidade de transporte entre compartimentos ambientais em relação aos elementos essenciais), e grande afinidade por moléculas que contenham átomos de N e S. Assim, ligam-se facilmente a proteínas e macromoléculas celulares, bloqueando, deslocando o íon essencial ou alterando a conformação estrutural ativa de biomoléculas, alterando e aumentando assim a sua mobilidade (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; QUEIROZ, 2006; MORAIS, 2009). Além disso, elementos tais como o Hg ligam-se covalentemente a átomos de carbono em grupos orgânicos, como, por exemplo, o metil (-CH₃), originando compostos organometálicos, que tendem a ser lipossolúveis e, portanto, atravessam facilmente as membranas biológicas, atingindo, conseqüentemente, vários componentes orgânicos e interferindo no funcionamento de todo o organismo (MORAIS, 2009). Muitas dessas espécies químicas podem ainda, em processos contínuos de exposição, atingir elevadas concentrações nos meios, devido ao seu aumento progressivo ao longo dos diferentes níveis da cadeia trófica (ou cadeia alimentar), promovendo um processo intitulado de biomagnificação, o qual está demonstrado na Figura 260.

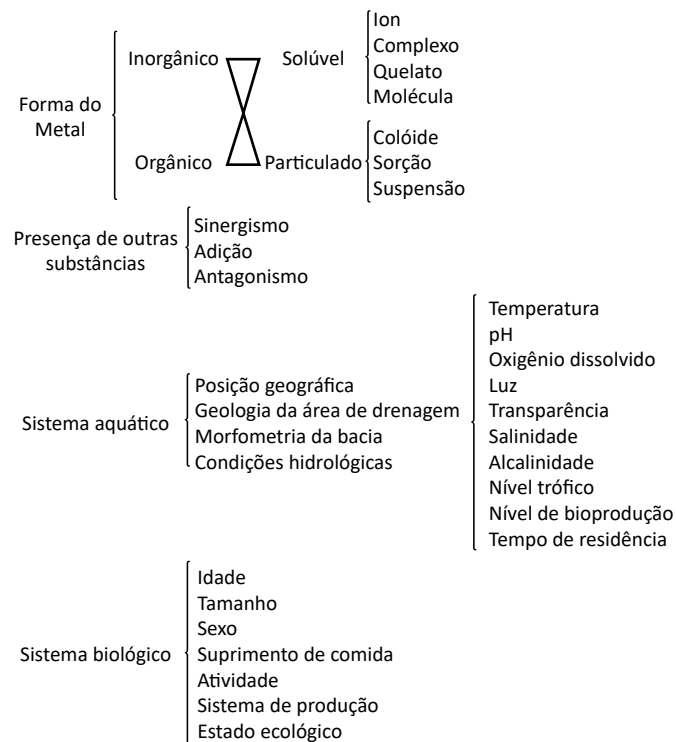
Figura 260 – Esquema ilustrativo da incorporação, bioacumulação e biomagnificação de espécies químicas na cadeia alimentar.



Fonte: LACTEC.

Todas as espécies químicas apresentam a potencialidade de causar efeitos prejudiciais, os quais são referidos como adversos ou tóxicos (OMS, 2008). Isso se deve ao fato de que os diferentes compartimentos ambientais apresentam capacidade limitada para receber EPTs sem que os mesmos promovam toxicidade (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; NRIAGU, 1988; OMS, 2008). Íons livres são as formas mais tóxicas e biodisponíveis das espécies químicas, condição em que estas são mais biorreativas com sítios ativos dos organismos como proteínas, enzimas, transportadores e canais (WOOD, 2012). No entanto, a potencialidade tóxica dos elementos e substâncias é dependente de uma série de fatores e não somente de sua forma e concentração química no meio. Esses fatores são tanto inerentes ao próprio elemento/substância quanto ao ambiente onde estes se encontram, assim como, são dependentes das características dos organismos a estes expostos, conforme apresentado na Figura 261 (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PINTILIE et al., 2007; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; OMS, 2008; SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014; NIKINMAA, 2014).

Figura 261 – Fatores que podem afetar a toxicidade de metais nos diferentes componentes ambientais.



Fonte: Modificado de HAKANSON (1980).

Assim como apresentado no esquema da Figura 4, dentre os fatores que podem influenciar a toxicidade das espécies químicas, pode-se destacar (HAKANSON, 1980; ANDRADE, 2003; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; PINTILIE et al., 2007; OMS, 2008; VAREJÃO, 2008; MORAIS, 2009; RHODES, 2010; PEREIRA et al., 2010; SOUZA et al., 2015; YANCHEVA et al., 2015; FAURG, 2016a; ICMBio, 2016c):

- a forma como se apresentam e como estão fixados: as substâncias formadas por átomos de elementos químicos tendem a se particionar (distribuir) no ambiente, em diferentes fases (frações) existentes e seu maior ou menor teor é resultado de sua afinidade química individual e das condições ambientais. Dessa forma, os EPTs podem estar disponíveis em forma orgânica ou inorgânica, estando dissolvidos (na forma de íons, por exemplo), ligados em compostos simples e quelatos, sorvidos e/ou complexados, dissolvidos na coluna d'água e/ou na água intersticial do material particulado, sorvidos nos coloides orgânicos e inorgânicos, no sedimento, no solo e na matéria orgânica. Cada fração tem suas próprias características para a retenção e a liberação de EPTs para o meio, influenciadas pelas condições biogeoquímicas (ZHANG et al., 2014, ARAÚJO JUNIOR, 2016; PALANSOORIYA, 2020).
- as variáveis abióticas forçantes e cessantes existentes em um determinado meio: alterações físico-químicas, ocorrentes principalmente em corpos hídricos (que apresentam maior dinamismo), têm potencial para modificar as características das espécies químicas presentes, promovendo a sua maior biodisponibilidade ou alterando a sua mobilidade. Assim, como exemplo, tem-se o pH, que tem forte influência na disponibilização de elementos. Quando este se encontra mais ácido, favorece a liberação dos elementos presentes e estabilizados em sedimentos ou no material particulado, para a água intersticial e para a coluna d'água. Esta

liberação ocorre por conta de dois fatores, aumento na concentração de íons H^+ , que competem com as espécies metálicas por sítios de complexação e/ou sorção e aumento nas cargas positivas no ambiente químico, o que tende a diminuir a atratividade entre espécies de cargas opostas. Adicionalmente, ambientes mais ácidos podem promover a degradação da matéria orgânica e/ou mudança de suas cargas superficiais, disponibilizando espécies químicas nela sorvidas (ZHANG et. al, 2014). Em pH neutro, podem ocorrer trocas iônicas conforme a salinidade e os íons presentes, liberando EPTs que estejam sorvidos no material particulado (TESSIER, 1979; ATKINSON, et. al. 2007; ZHANG et. al., 2014). A diminuição de pH pode ocorrer devido à precipitação ácida úmida e seca, aporte de substâncias de caráter ácido e pela ação de bactérias redutoras de sulfato para sulfeto, que provocam a liberação de íons H^+ no meio, em processo que é conhecido como drenagem ácida de minas (TESSIER, 1979; ZHANG, 2014; ARAÚJO JÚNIOR, 2016). Outro fator abiótico refere-se ao potencial redox do meio (E_h), sendo que a sua influência na biodisponibilização de EPTs depende de seus valores e do pH. Em geral, para o particulado inorgânico, em condições anóxicas (E_h mais negativo) e de pH ácido, pode ocorrer a redução das espécies metálicas e em alguns casos a liberação de íons destes para a água, para aquelas espécies que existem em diferentes estados de oxidação. Já, para a matéria orgânica, a liberação de EPTs é favorecida em pH ácido e condições óxicas (E_h mais positivo), levando à degradação da matriz e a sua oxidação (DU LAING, 2009). O gradiente de temperatura pode regular o comportamento dinâmico da precipitação ou solubilização das espécies químicas, afetando o pH e E_h , a cinética das reações de oxirredução, a abundância e a composição das espécies bentônicas que, pela sua ação, por meio de bioturbação, podem aerar o material particulado e a água presente na interface sedimento/água, aumentando a possibilidade de reações que dependem de oxigênio (ZHANG, 2014). A salinidade também age como fator abiótico interferente, uma vez que, especialmente nas regiões estuarinas, onde há a transição de água doce para salgada, ocorre a dessorção das espécies químicas sorvidas nos materiais sólidos, em especial de espécies metálicas, devido à competição com espécies salinas. Nessas regiões de transição (estuários), há um aumento no teor cátions livres na coluna d'água, como Na^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} , os quais podem se associar a partículas sólidas ou sedimentos. Assim, as demais espécies químicas que se apresentavam ligadas e com menor mobilidade relativa, em ambientes salinos, tendem a ser novamente disponibilizadas, favorecendo a sua incorporação pela biota (PACHANA, WATTANAKORN SIRI, NANUAM, 2010). Por outro lado, algumas espécies químicas, como o ferro, podem precipitar pela formação de partículas coloidais, em função do aumento da salinidade (HOWARD, 1998)

- a presença de coloides: sistemas coloidais, ou simplesmente coloides, são definidos como misturas nas quais há partículas de diâmetro intermediário (variável entre 1 nm e 1 μ m, inferiores aos sólidos dissolvidos mas maiores do que as moléculas individuais), cujas propriedades diferem devido à capacidade de reflexão e difração da luz (efeito Tyndall); e a tendência a não sedimentação (ATKINS; JONES, 2007; BAIRD; CANN, 2011). Nos ambientes aquáticos, estes podem ser compostos tanto por materiais inorgânicos, oriundos de minerais e argilominerais, como orgânicos, compostos por substâncias húmicas, biocoloides de microrganismos, matéria orgânica dissolvida, emulsões, além de misturas. Sua formação ocorre pela intempe-

rização de rochas formando detritos de minerais primários e secundários (silicatos, óxidos de ferro e alumínio, oxi-hidróxidos, aluminossilicatos, sílica, calcita, sulfeto de ferro). As frações orgânicas dos coloides se formam pela liberação de substâncias húmicas por atividade microbiana e hidrólise abiótica. Devido ao tamanho diminuto de suas partículas, os materiais coloidais, num primeiro momento, ficam alojados na água intersticial no meio aquático, podendo adentrar na fase aquosa e permanecendo na fração “dissolvida”, devido à sua mobilidade e características, podendo transportar quantidades expressivas de contaminantes por distâncias razoáveis, conforme o regime hidrodinâmico e a estabilidade do próprio coloide. Possuem grandes áreas superficiais e muitos sítios ativos que permitem a ligação/complexação dos contaminantes, fazendo destes materiais grandes reservatórios de EPTs (metais e radio-nuclídeos) e substâncias potencialmente tóxicas. As partículas de tamanho coloidal não estão prontamente móveis no ambiente, podendo fazer parte de agregados que ficam precipitados nos sedimentos. Contudo, dependendo do pH do meio, a presença de íons como Ca^{2+} e Na^+ (favorecida em águas salinas), a força iônica e a rugosidade dos materiais sólidos, ocorre uma mudança das cargas elétricas na superfície das partículas, promovendo a desagregação e mobilização das frações coloidais. Um extrato lixiviado cimentício contendo goethita, por exemplo, em pH alcalino, promove a mobilização das partículas coloidais presentes. A interação entre matéria orgânica e partículas coloidais minerais aumenta a mobilidade desses coloides, alterando a cinética e o equilíbrio de sorção dos contaminantes nessa fase, facilitando ainda mais o transporte no ambiente (MCCARTHY, 1989; BRADFORD, 2015; LI, 2012; CHENG, 2015; TORKZABAN, 2016).

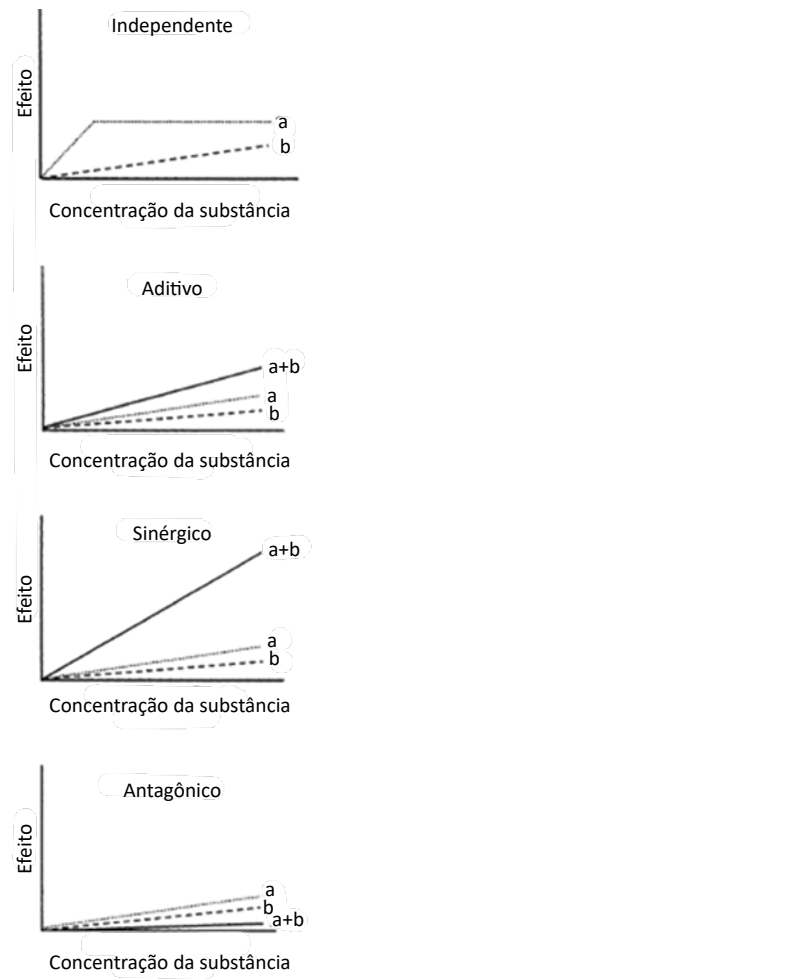
- as questões geográficas relacionadas ao meio de exposição: a localização geográfica, que se relaciona com a zona climática, pode influenciar no comportamento de EPTs nos diversos componentes ambientais, em especial nos sedimentos. Por exemplo, uma região de verão com clima temperado, onde a temperatura da água é ascendente, favorece a atividade de bactérias redutoras de sulfato, causando o aumento da concentração de sulfetos. Além disso, o gradiente de temperatura pode regular o comportamento dinâmico da precipitação ou solubilização das espécies químicas, afetando o pH e E_h , a cinética das reações de oxirredução, a abundância e a composição das espécies bentônicas (ZHANG, 2014). Outra questão relativa às variáveis geográficas diz respeito à incidência de precipitações e a ocorrência de estações secas e chuvosas bem definidas, que podem alterar a dinâmica do meio, de forma sazonal. Relacionado a tal aspecto está o tempo de residência dos EPTs. Elementos químicos, quando presentes no meio, apresentam um tempo médio no qual, em estado estacionário do sistema, devem permanecer em um determinado ambiente, estando disponíveis para frações que dela fazem uso. Este período de tempo, denominado tempo de permanência ou de residência, pode ser alterado diante de perturbações do ciclo biogeoquímico, as quais estão associadas fatores abióticos forçantes e cessantes descritos anteriormente. No entanto, a sua compreensão, específica para cada espécie química, possibilita quantificar os prazos das alterações nos diversos compartimentos ambientais. Tal fator é especialmente crítico no caso de ambientes marinhos, uma vez que podem ser considerados como reservatórios semi-infinitos. Para estes, cátions abundantes, como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} podem apresentar tempo de

residência de 10^7 anos, enquanto elementos presentes em menores concentrações, como o Mn^{2+} , tendem a apresentar uma permanência menor, da ordem de 1400 anos, estando a sua remoção associada à oxidação e deposição em sedimentos (SZIKSZAY, 2012; LÉCUYER, 2016).

- o tempo de exposição, o nível trófico e a rota de exposição: de modo geral, o tempo de exposição está relacionado com a duração de contato ao contaminante. A exposição pode ser aguda, com efeito tóxico imediato, ou crônica, normalmente relacionada à exposição a baixas concentrações por longo período de tempo, com efeitos observados ao longo e, até mesmo, após o término desta. Quanto maior o tempo de exposição, maior o grau de absorção e, também, os efeitos dos elementos nos organismos. Efeitos tóxicos crônicos podem ser observados se o elemento ou a substância se acumular nos organismos. Nesta situação, ocorrerá a produção de efeitos tóxicos irreversíveis devido a ausência de tempo suficiente para a recuperação do sistema. A intensidade da exposição é dependente, por exemplo, da concentração do agente tóxico no ambiente, da duração da exposição, da frequência de exposição e das condições ambientais que favorecem maior ou menor disponibilização. Organismos de diferentes níveis tróficos irão, cedo ou tarde, absorver EPTs. No entanto, organismos que se posicionam no topo da cadeia alimentar apresentam concentrações mais elevadas e tóxicas destes elementos devido ao aumento progressivo dos mesmos ao longo dos diferentes níveis da cadeia trófica. As rotas de exposição dizem respeito a como um organismo terá contato com o elemento ou substância no ambiente, podendo ser, principalmente, por ingestão ou oral (via trato gastrointestinal), cutânea ou dérmica, respiratória ou inalatória, mas também, através dos olhos e por rotas parentais (não muito comuns no contexto de toxicologia ambiental) (SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014).
- as capacidades absorptiva e defensiva dos organismos, de como a especificidade química afeta a absorção e a distribuição destes elementos nos seres vivos e, de como os fatores físico-químicos do ambiente interferem sobre esses mecanismos (SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014).

Adicionalmente, a toxicidade pode ser potencializada ou reduzida de acordo com as interações existentes entre as espécies químicas disponíveis no ambiente, sejam elementos ou substâncias. Na Figura 262 está apresentado um resumo das principais interações que podem ocorrer, as quais podem apresentar efeitos aditivos, sinérgicos e antagônicos nos seres vivos.

Figura 262 – Representação esquemática das formas de interação entre elementos e substâncias químicas



Fonte: OMS (2008).

Conforme demonstrado na Figura 262, quando o efeito aditivo ocorre, as espécies químicas presentes no meio, combinadas, apresentam efeitos ecotoxicológicos que se aproximam (são similares) à soma dos seus efeitos individuais. Isso pode ser comparado a dobrar a dose de exposição a uma determinada substância química, de forma independente – os efeitos verificados nos organismos são equivalentes e somam-se. De forma geral, pode-se dizer que tal efeito é predominante quando da exposição de um determinado ser vivo a espécies químicas capazes de desencadear efeitos similares no organismo, como, por exemplo, o consumo de depressores químicos em conjunto, como os narcóticos e o álcool (INCE; DIRILGEN; APIKYAN, 1999; COSTA; OLIVI; BOTTA, 2008; TOWNSELL, 2011). No caso de exposição a espécies químicas, estudos conduzidos por Ince e colaboradores (1999), indicaram a predominância de efeitos aditivos para combinações binárias de Zn e Co, Zn e Cr, tendo sido avaliados *Vibrio fisheri* e *Lemna minor* como organismos teste. Já, Ribo e Rogers (1990), por sua vez, estudaram os efeitos de toxicidade de fenóis clorados (2-clorofenol, 3-clorofenol, 2,5 diclorofenol e 2,4,5-triclorofenol) e, de forma análoga, constataram a predominância de efeitos aditivos, devido à similaridade do coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}) das espécies, tal qual dos resultados toxicológicos individuais.

Efeitos sinérgicos são verificados quando a toxicidade da mistura é maior que a soma das toxicidades individuais das espécies envolvidas. Nesse caso, considera-se que o efeito da exposição, em analogia ao aditivo, é multiplicado ao invés de essencialmente somado, sendo os fatores da multiplicação dependentes das propriedades específicas das espécies químicas envolvidas. Normalmente, tais efeitos estão associados às reações químicas ocorrentes entre espécies avaliadas, capazes de proporcionar a formação de produtos com potencial mais tóxico (INCE; DIRILGEN; APIKYAN, 1999; COSTA; OLIVI; BOTTA, 2008; TOWNSELL, 2011). Apesar de mais raros, em espécies metálicas estes efeitos foram verificados como predominantes em misturas binárias dos íons Co^{2+} e Cu^{2+} por Ince e colaboradores (1999). Hagopian-Schlekat et al. (2001), avaliaram a associação de cinco metais (Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+}) em sedimentos estuarinos e indicaram a ocorrência de processos sinérgicos de toxicidade aguda para *A. tenuirem*, com a mistura de EPTs, sendo a mistura deles até 1,4 vezes mais tóxica, quando comparada ao que seria verificado para um efeito aditivo simples. Isso ocorre, de acordo com os autores, devido a fatores como a influência de dois ou mais metais na mesma função biológica, compondo a resposta tóxica; a competição entre espécies químicas para ligar-se a proteínas ou na forma de compostos organometálicos, apresentando alteração do organismo; alteração de enzimas, devido à combinação com metais de maior toxicidade; ou mesmo a formação de substâncias organometálicas com metais de menor toxicidade, disponibilizando os demais para afetação de funções biológicas (HAGOPIAN-SCHLEKAT; CHANDLER; SHAW, 2001). Bae e colaboradores (2001), também constataram a ocorrência de processos sinérgicos citotóxicos para humanos (epiderme) expostos a água contendo diferentes concentrações de As^{3+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} e Pb^{2+} . Os estudos desenvolvidos por estes verificaram a ampliação dos efeitos em misturas de concentração mais baixa, da ordem de ppb (partes por bilhão; o equivalente a $\mu g/kg$). No entanto, para concentrações mais elevadas, as células apresentaram uma resposta bifásica, associada ao efeito hormese, ou seja, com a alteração do comportamento tóxico sinérgico para antagônico (BAE; GENNINGS; CARTER JR., 2001).

Efeitos antagônicos, analogamente aos demais, podem ser relacionados à subtração, e ocorrem quando a toxicidade da mistura é menor que a soma das toxicidades de seus componentes individuais

(INCE; DIRILGEN; APIKYAN, 1999; COSTA; OLIVI; BOTTA, 2008; TOWNSELL, 2011). Sua ocorrência, normalmente, está associada às reações de estabilização de espécies químicas, bem como, e principalmente, a processos de detoxificação de organismos, desencadeados devido à exposição a misturas complexas (muitos elementos, por exemplo), ou a concentrações muito elevadas, como o caso verificado por Bae et al. (2001). Estudos de Ince, Dirilgen e Apikyan (1999), também constataram a ocorrência deste tipo de efeito, que foi predominante para as misturas binárias de Zn^{2+} - Cu^{2+} e Cr^{3+} - Cu^{2+} (avaliados para *Vibrio fisheri* e *Lemna minor*).

8.2 O CONTEXTO DO DESASTRE DA SAMARCO

O estado de Minas Gerais é caracterizado pelas atividades extrativo-minerais, tendo se destacado, desde o final do século XVII, como uma das principais regiões produtoras de ouro do Brasil e, posteriormente, como produtora de minério de ferro, manganês e pedras preciosas. As extrações minerais já constituíam (e ainda constituem) importantes fontes ambientais de EPTs, entre os quais destacam-se os elementos Fe, Mn, As, Pb, Zn, Cu, Sb e Ag (GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; PALMIERI, 2006; VAREJÃO, 2008; COSTA et al., 2010; RHODES, 2010; SILVA, 2010; RODRIGUES et al., 2014). A cabeceira do rio Doce, a Mina Alegria e o Complexo de Germano estão inseridos no Quadrilátero Ferrífero (QF), representado no mapa geológico (Figura 46) e na ortofoto (Figura 44), que é uma área importante para a mineração nacional, pois, representa uma anomalia geoquímica, devido à complexidade de espécies químicas presentes no local.

Além disso, toda a extensão da bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) é caracterizada pela intensa ocupação humana, marcada pelo crescimento desordenado, uso inadequado do solo, intensa atividade industrial e minerária, além de uma agropecuária extensiva, o que contribui para que diferentes danos ambientais assolem a região, especialmente com significativo prejuízo às áreas de mananciais, várzeas e rios (ANDRADE, 2003; ALMEIDA et al., 2004; RAMOS, 2005; BRASIL, 2006; QUEIROZ, 2006; ÁVILA; MONTE-MÓR, 2007; GUIMARÃES, 2007; VAREJÃO, 2008; VIOLA, 2008; MORAIS, 2009; CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; RHODES, 2010; SILVA, 2010; LIMA E SILVA et al., 2013; CBH-DOCE, 2014; PARREIRAS, 2014a, b; GUEDES et al., 2015; LIMA 2016; QUEIROZ et al., 2017).

Todo o ecossistema, em especial os corpos d'água, acabavam funcionando como canais receptores e transportadores de rejeitos e efluentes na região e, desse modo, já refletiam o uso das águas e do solo de toda a bacia de drenagem (BRASIL, 2006; ÁVILA; MONTEMÓR, 2007; GUIMARÃES, 2007; VIOLA, 2008; CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; COSTA et al., 2010; RHODES, 2010; LIMA E SILVA et al., 2013; CBH-DOCE, 2014). Inúmeras são as substâncias oriundas de atividades antrópicas na região capazes de alterar a qualidade ambiental. Além disso, grande parte da poluição gerada em um determinado ponto tende a seguir o curso dos rios e, assim, afetar outras regiões a jusante (RAMOS, 2005; ÁVILA; MONTE-MÓR, 2007; SOUZA, 2007; VIOLA, 2008; SALES, 2013; RODRIGUES et al., 2014). Assim, por conta das diferentes fontes de contaminação presentes na área de estudo, a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Doce já se apresentava degradada em toda sua cobertura geográfica (LIMA E SILVA et al., 2013; PARREIRAS, 2014a, b; GUEDES et al., 2015; LIMA, 2016). O rio Doce foi considerado o quinto rio mais poluído do Brasil (JACOB, 2016) e sua bacia foi apontada como a mais degradada de Minas Gerais (PARREIRAS, 2014a).

Como um fator potencializador à condição degradada de toda a extensão da bacia do rio Doce, às 15:30h do dia 05 de novembro de 2015, ocorreu o rompimento da barragem de Fundão, que resultou no extravasamento de 44 milhões de m³ de rejeito de mineração, representando um dos maiores desastres ambientais mundiais. Na Figura 263 está apresentada uma imagem da barragem de Fundão, após o rompimento.

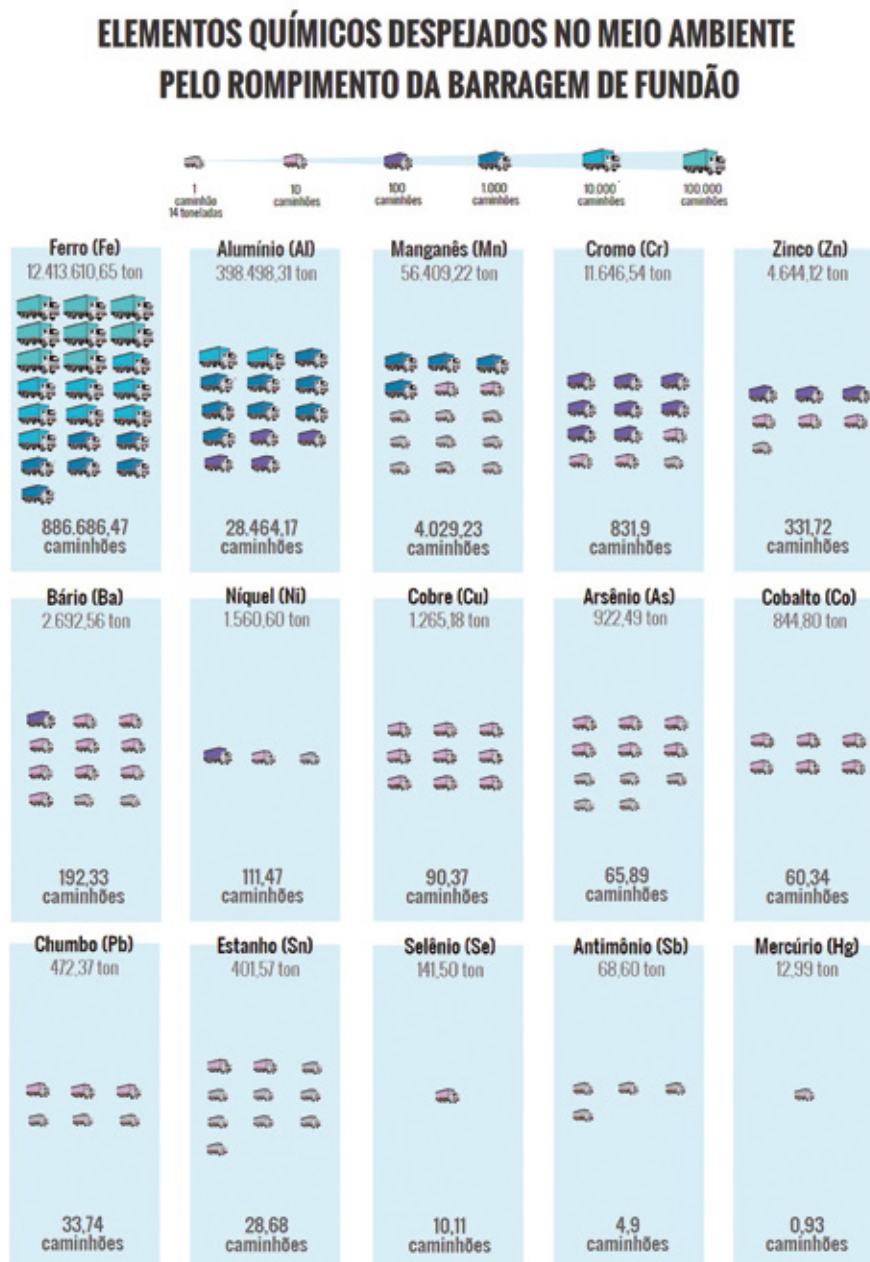
Figura 263 – Imagem da barragem de Fundão após o rompimento.



Fonte: IBAMA (2015).

Considerando a massa específica média do material (1,94 g/cm³, conforme caracterização laboratorial – subitem 6.2.2.1), estima-se que tenham sido liberados aproximadamente 86 milhões de toneladas de rejeito de mineração, o que, em termos de carga, representou um aporte elementar variável de 11 ton de Hg a 9 milhões de ton de Fe na área afetada, por exemplo, conforme ilustrado na Figura 264.

Figura 264 – Infográfico ilustrativo da estimativa de espécies químicas, em cargas médias, aportados na BHRD devido ao rompimento da barragem de Fundão².



O material atingiu a bacia do rio Doce, alterando as características deste rio e de alguns de seus afluentes, e afetou mais de 40 municípios, causando inúmeros danos ambientais, morte de 19 pessoas e de animais domésticos e silvestres, além da mobilização da população para evacuação de cidades, paralisação de usinas hidrelétricas, danos em áreas de conservação da biodiversidade e patrimônios histórico-culturais. Na divisa dos municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, o material chegou ao rio Doce. O rejeito foi sendo transportado por toda a sua extensão, ao longo de 17 dias, até que no dia 21 de novembro de 2015 alcançou a foz do rio Doce no oceano Atlântico, na localidade de Regência, município de Linhares, estado do Espírito Santo, conforme imagem da Figura 265 (IBAMA, 2015; ICMBio, 2015; POEMAS, 2015; DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; FELIPPE et al., 2016;

² Nestes relatórios e imagens, a unidade tonelada está sendo representada por ton, para diferenciação de grandezas físicas como o tempo (t).

FERNANDES et al., 2016; GOLDR ASSOCIATES, 2016a; SEDRU, 2016; SEGURA et al., 2016; SILVA et al., 2016; UFES, 2016a; VARGAS et al., 2016; CARMO et al., 2017; GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017; LEONARDO et al., 2017; MAIA, 2017; SARTORI et al., 2017; UFES, 2017; UFVJM, 2017).

Figura 265 – Imagem aérea da pluma de lama ao atingir a Foz do rio Doce, Regência/ES.



Fonte: BRASIL (2015).

Na região costeira, a pluma proveniente do desastre se espalhou por uma extensão (aproximada; pluma branda³), junto à costa, de 93 km para norte (até o município de São Mateus – Es) e 325 km para o sul (até o município de Campos dos Goytacazes – RJ); largura (avanço para o mar) variável de 12 a 23 km. A pluma intensa se estendeu junto a costa de 30 km para o norte da foz e 118 km para o sul (balneário Ponta da Fruta), com uma largura variável de 4 a 21 km, aproximadamente (conforme detalhamento apresentado no item 6.5). Uma vez no ambiente marinho, por muito tempo, a pluma será remobilizada e disponibilizada para o ambiente por influência da sazonalidade, em especial ao regime de chuvas na região (IBAMA, 2015; FERNANDES et al., 2016; UERJ, 2016; HATJE et al., 2017; UFES, 2017) (Figura 169). Além destes fatores, a pluma deverá ser influenciada pelos ventos superficiais, correntes, ondas, vazão e turbidez do rio Doce (IBAMA, 2016; UERJ, 2016; ICMBio, 2017; UFES, 2017) podendo ser transportada a longas distâncias (UFES, 2017).

Estudos realizados logo após a ocorrência do desastre têm apresentado evidências sobre a presença de EPTs em diferentes matrizes obtidas em vários trechos dos rios afetados (CPRM, 2015; ORGANON, 2015; DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; ICMBio, 2016c; GIAIA, 2016; SAMARCO, 2016; SEGURA et al., 2016; GUERRA et al., 2017; MAIA, 2017). Rejeitos de mineração são particularmente preocupantes, especialmente devido à presença de elementos potencialmente tóxicos em sua composição (HORA et al., 2012; POEMAS, 2015; GUERRA et al., 2017 *apud* LOTTERMOSER, 2010; HATJE et al., 2017). Deste modo, representam uma ameaça grave para a qualidade da água, sedimentos, solo, biota e pessoas (POEMAS, 2015; GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017). As características químicas dos rejeitos variam de acordo com o mineral de interesse e substâncias utilizadas em seu processo

³ Neste trabalho, a pluma de rejeito de mineração foi categorizada em três, conforme a sua intensidade, sendo o detalhamento das definições apresentado no capítulo 6.5.

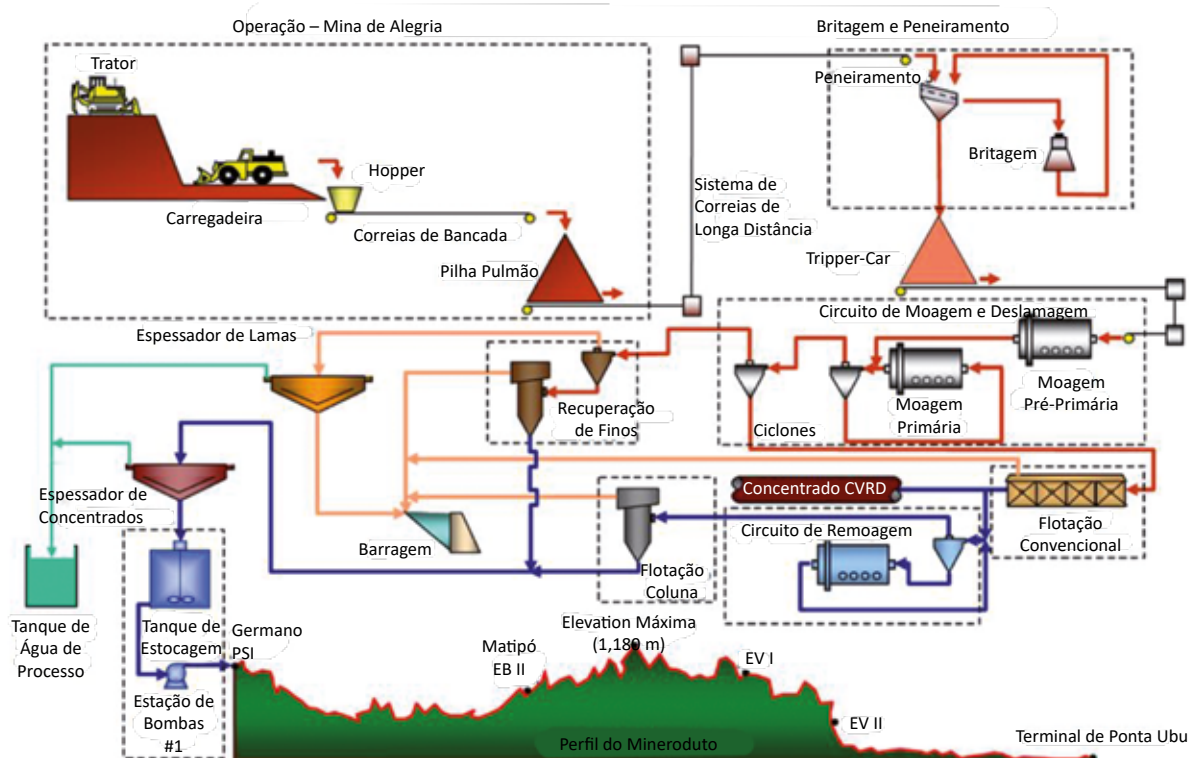
de extração e beneficiamento (HORA et al., 2012). No entanto, para o caso do desastre da Samarco, não somente os rejeitos de mineração dispostos na área afetada contribuíram com EPTs. A força da lama de rejeitos causou erosão nas margens dos rios, revolvimento/remobilização e carreamento dos sedimentos devido à alta velocidade do fluxo sendo, deste modo, responsável pela ressuspensão de EPTs e de outros contaminantes já presentes nos sedimentos e solo dos cursos d'água e áreas afetadas, resultando em uma mistura complexa de contaminantes que, com a força do deslocamento, foi sendo carregada ao longo de toda a extensão dos rios afetados e contaminando outros pontos a jusante dos focos de poluição (DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; FERNANDES et al., 2016; GOLDER ASSOCIATES 2016a; SAMARCO, 2016; UFES, 2016b; HATJE et al., 2017; MAIA, 2017; SARTORI et al., 2017; UFES, 2017; UFVJM, 2017).

Assim, para melhor compreender as características naturais e as influências antropogênicas que já existiam na bacia e distingui-las dos danos ambientais ocorridos ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama proveniente do desastre, este estudo teve início com a caracterização da geomorfologia local, da avaliação do processo de beneficiamento utilizado pela Samarco e da caracterização do rejeito proveniente do desastre, conforme detalhado nos itens 6.1 e 6.2. A caracterização geomorfológica se deu pela análise de 6 amostras de sedimento coletadas em áreas não antropizadas, fora da APDL, as quais foram intituladas de *background* (subitem 6.1.2). Esse tipo de informação é essencial para estudos de abordagens ambientais (WOOD, 2012). A partir da análise destas amostras, constatou-se a ocorrência natural na bacia de uma série de EPTs, dentre os quais: Fe e Al, em concentrações da ordem de 10^4 mg/kg e 10^3 mg/kg, respectivamente; Mn, S, K, Si, P, Mg, Na, Ti e Ca, em teores da ordem de 10^2 mg/kg; além de As, Ba, Pb, Cu, Co, Cr, Zn e Ni, em proporções similares, não superiores a 10^2 mg/kg.

Baseado nestes resultados obtidos em relação às características naturais da área e, de modo à melhor compreender a gênese dos EPTs que porventura seriam diagnosticados na BHRD ao longo do trabalho, foi estudado o processo de mineração efetuado pela Samarco, até a obtenção do rejeito depositado em Fundão. Tal estudo foi iniciado com a coleta e caracterização das rochas contidas no complexo Alegria, nas frentes de lavra sul e norte (Figura 50). Os resultados obtidos constataram a ocorrência predominante de um itabirito quartzito, rocha que apresenta uma intercalação dos minerais hematita e quartzo, que são óxidos de Fe e Si (sendo o último não quantificado neste trabalho para as diversas matrizes, por conta das metodologias adotadas). Além desses elementos, em concentrações inferiores, foram ainda verificados outros EPTs, como Al, Sb, As, Ba, Pb, Co, Cu, Cr, Sn, Mn, Hg, Ni, Ag e Zn, em concentrações variando entre 0,016 mg/kg (Sb) a 679 mg/kg (Al), analogamente ao que foi levantado no *background* da área.

Extraída, a rocha da mina Alegria era encaminhada para o complexo de Germano, no qual ocorria o beneficiamento, para a obtenção de pelotas de minério de ferro, em processo similar ao esquema ilustrativo apresentado na Figura 266.

Figura 266 – Esquema ilustrativo do processo de beneficiamento de minério da Samarco.



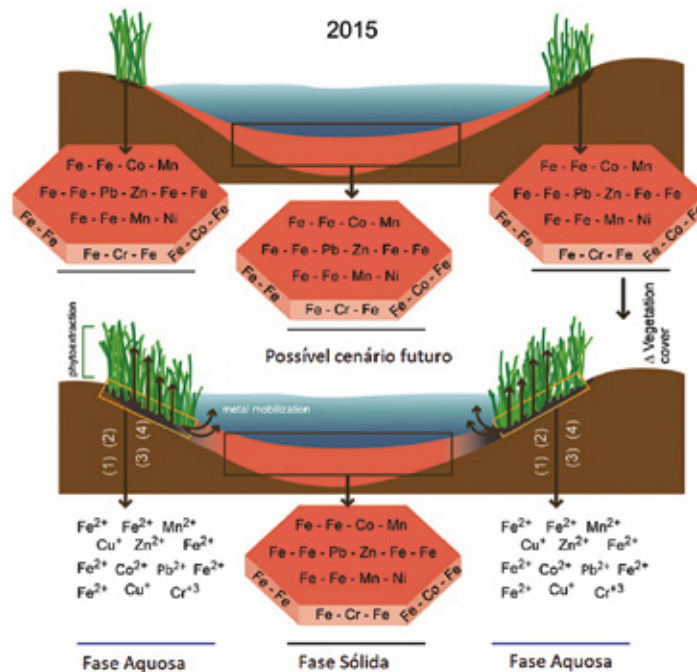
Fonte: REZENDE (2013).

Este processo, já descrito no subitem 6.1.3 do presente tomo, envolvia a moagem, a separação, processos de flotação e floculação, além da correção do pH para valores mais básicos e próximos de 8. Conforme metodologia descrita pela Samarco, em visita ao local e de acordo com a Brandt Meio Ambiente (2005), dentre os principais agentes químicos utilizados, destaca-se a moagem com meio metálico de Cr e Mo (esferas utilizadas no moinho de bolas); a incorporação de amido e aminas, como dispersantes e floculantes; e a correção do pH com hidróxido de sódio (NaOH). Como resultado deste processo, de forma residual, era obtido o rejeito de mineração de ferro, o qual era disposto nas barragens de Germano e Fundão.

A caracterização físico-química deste rejeito de mineração, realizada conforme exposto no item 6.2 em cerca de 70 amostras, coletadas nas barragens de Germano e Fundão, nas margens do córrego Santarém e do rio Doce, no Compartimento 1⁴, mostrou que o mesmo apresentou a granulometria de silte (em analogia a classificação de solos). Além disso, por análises realizadas constatou-se que o rejeito é composto, predominantemente, por óxidos de Fe, Si e Al, nas formas predominantes de quartzo, hematita, goethita e caulinita. Neste ponto, destacou-se a presença da goethita, um oxi-hidróxido de ferro (FeO(OH)), que faz com que a fração fina do rejeito apresente capacidade de retenção de EPTs e nutrientes, por processos de complexação e sorção (Figura 267). Devido à elevada área superficial e à reatividade deste mineral, a sua presença tendeu a afetar a biodisponibilidade de EPTs, que se associaram a estas partículas, aumentando tal característica. Apesar disso, segundo dados da literatura, tal associação não se dá de forma estável, uma vez que as alterações nas variáveis abióticas dos meios de exposição, em especial do potencial redox, podem levar à diminuição do oxigênio disponível, proporcionando a redução do Fe, que leva à liberação dos elementos associados, aumentando assim sua biodisponibilidade no ambiente (QUEIROZ; NÓBREGA; FERREIRA et. al., 2018).

4 A partir deste ponto e sempre que numerados e com a inicial em maiúscula, o termo "Compartimento" se referirá às subdivisões efetuadas pelo Lactec para a análise dos dados, conforme descrito no subitem 5.4.2.

Figura 267 – Resumo esquemático da mobilização de elementos químicos em corpos hídricos, devido à associação destes com óxidos de Fe.



Fonte: Modificado de QUEIROZ, NÓBREGA; FERREIRA et. al. (2018).

Sartori et al. (2017) *apud* Costa (2001) relataram que as associações minerais presentes nos depósitos explorados pela Samarco são ricas em espécies químicas de alta potencialidade tóxica como: As, Cd, Ni, Cr, Co, Hg, V, Zn, Pb, Cu e Li. Vale ressaltar que muitas destas espécies não são essenciais e efetivamente causam contaminação à biota e ao homem. A caracterização química dos rejeitos de beneficiamento de minério da mina Alegria, da Samarco, realizada pela UERJ (2016) já havia indicado a presença de Zn, Cu e Pb. Juncá et al. (2017) afirmaram que a presença de Fe em elevadas concentrações nos compartimentos ambientais possibilita o aumento na concentração de elementos denominados siderófilos como, por exemplo, Mn, Ni e Pb, os quais têm seu potencial tóxico bastante conhecido. Corroborando estas informações, análises realizadas com o rejeito proveniente da barragem de Fundão indicaram a presença de elementos tais como Sb, As, Ba, Pb, Co, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Ag, Al, V e Zn em sua composição, embora, em concentrações menores, variáveis entre 0,01 mg/kg (Cd) e 79 mg/kg (Cr) (GOLDER ASSOCIATES, 2016b; c). Do mesmo modo, Silva et al. (2016) encontraram, em amostras de rejeito coletadas na cidade de Barra Longa, dias após o desastre, elevadas concentrações de Fe e Mn (409 – 441 mg/L) e baixas concentrações de Zn, Cd, Cu, Pb e Ni (0.9 – 2.4 mg/L).

De fato, a caracterização realizada pelo Lactec constatou a ocorrência de uma série de EPTs, tanto em similaridade à rocha minerada quanto aos descritos pelos estudos citados, dentre os quais: Fe, Al e Mn, em concentrações da ordem de 10^3 mg/kg a 10^6 mg/kg; As, Cr, Cu, Pb, Zn, Ni, Ba e Co, em teores da ordem de 10^2 mg/kg; além de traços de Cd, Hg, Ag, Sb, Se e Sn. Assim, e devido ao aporte destes em função do desastre (conforme quantidades descritas no infográfico da Figura 7), é importante ressaltar a relevância destes EPTs quanto aos danos que os mesmos podem causar, uma vez que dentre estes, os elementos As, Pb, Ba, Cr, Cd e Ni, possuem toxicidade reconhecida (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PINTILIE et al., 2007; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; OMS, 2008; SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014; NIKINMAA, 2014). Porém, mesmo os

elementos Fe, Mn, Zn e Se, que são considerados essenciais, podem apresentar toxicidade a partir de uma determinada concentração, cuja ordem de grandeza é dependente da espécie biológica (OMS, 2008; WOOD, 2012).

Dentre os elementos de maior toxicidade encontrados no rejeito de mineração da Samarco, destaca-se o Hg, que não é característico do *background* local (ou seja, que não foi detectado nas amostras de sedimento coletadas em áreas não afetadas pelo desastre, nem por ação antrópica anterior), tampouco do processo de mineração, mas, que foi verificado na rocha minerada e, conseqüentemente, na análise do rejeito em grande parte das amostras. Ainda, pode estar presente e ser resultante do revolvimento do sedimento, uma vez que nesta região há a histórica presença de atividades mineiras para extração, além de ferro, de ouro e manganês, principalmente, nos municípios que compõem a cabeceira da BHRD (HORA et al., 2012; SEGURA et al., 2016; HATJE et al., 2017; MAIA, 2017). Especificamente, nos rios do Carmo e Gualaxo do Norte, destaca-se a atividade de garimpo de ouro, responsável pela disponibilização ambiental, em mais de 100 anos de exploração, de grande quantidade de mercúrio (HORA et al., 2012; HATJE et al., 2017). Tal atividade ainda se fazia presente em vários pontos destes rios quando os mesmos foram atingidos pela onda de rejeito (IBAMA, 2015; HATJE et al., 2017; UFVJM, 2017).

Além dos EPTs, foi constatada, especificamente para parte das amostras coletadas nas barragens de Germano e de Fundão e nas margens do córrego Santarém, a ocorrência de fenóis e fenóis clorados, em concentrações variáveis de 0,98 mg/kg a 69,28 mg/kg. Estes resultados corroboraram aqueles relatados por Bastos (2013), Franco et al. (2014) e Batista et al. (2016), que verificaram as suas presenças em extrato solubilizado de rejeitos de mineração, e que podem estar relacionados ao beneficiamento de minério de ferro, nos processos de concentração do material e dispersão das partículas, como agentes quelantes (CASTRO, 2012 *apud* RABELO, 1994; PEREIRA, 2004; LOPES, 2009). No entanto, estas substâncias não foram indicadas como integrantes do processo realizado pela Samarco (BRANDT, 2005; LEOHNHARDT; CARVALHO; PIEDADE, 2019). Igualmente, não foram apresentadas como constituintes do material depositado no complexo de Germano nos trabalhos de caracterização desenvolvidos pela Golder Associates (2016a, 2016b, 2016c) e pela Fundação Renova (2018a, 2018b). Tal qual destacado no subitem 6.2.2.4, compostos fenólicos têm sido classificados como poluentes perigosos devido a sua alta toxicidade e persistência no ambiente, sendo considerados poluentes prioritários e listados como substâncias perigosas e nocivas (USEPA, 2002; ATSDR, 2008; ITOPI, 2011; DUAN et al., 2018). Sobre organismos aquáticos (algas, invertebrados e vertebrados), estas substâncias apresentam, geralmente, efeitos diretos e agudos e manifestam-se em diferentes níveis do organismo (moleculares, celulares, metabólico, etc.) (LEITE et al., 2012; DUAN et al., 2018; MENZIKOV, 2018). Alguns destes compostos podem ser acumulados nestes organismos (LEITE et al., 2012; DUAN et al., 2018; MENZIKOV, 2018). As concentrações letais dos compostos fenólicos em organismos aquáticos variam de 0,26 a 1204,6 mg/L e são dependentes da estrutura química do composto, da sensibilidade e estágio de desenvolvimento, bem como, do ambiente (água doce, estuarino ou marinho) (LEITE et al., 2012; DUAN et al., 2018; MENZIKOV, 2018). Assim como para os organismos aquáticos, os compostos fenólicos também são tóxicos à saúde humana. O contato com esses compostos pode ocorrer tanto via inalação quanto por contato dérmico e ingestão, sendo extremamente irritantes para a pele, olhos e mucosas. São considerados hepatotóxicos, genotóxicos e carcinogênicos. Podem causar fraqueza muscular, problemas

respiratórios, cardiológicos, gastrointestinais, neurológicos, entre outros, os quais variam com a forma química do composto, forma de contato, concentração e tempo de exposição. A dose oral letal foi estimada em 70 mg/kg (ATSDR, 2008).

Com o espalhamento do rejeito ao longo de toda a APDL, os diferentes compartimentos ambientais foram afetados (conforme detalhadamente descrito nos TOMOS II, III e IV referentes, respectivamente, aos Ambientes Aquáticos Continentais, ao Ambiente Terrestre e Atmosfera e à Zona Costeira e Marinha), prejudicando a manutenção dos serviços ecossistêmicos por eles efetuados. Do mesmo modo, ocorreram danos significativos aos bens arqueológicos e culturais, conforme detalhado no TOMO V – Patrimônio Cultural.

No Compartimento 1, no qual foi verificado um maior aporte de rejeito nas margens dos rios afetados, os solos foram avaliados pela obtenção de 60 amostras entre a barragem de Fundão e o município de Barra Longa. Essas amostras foram obtidas em dez transectos, de profundidades entre 0 e 0,4 m, dentro (4 amostras por transecto) e fora (2 amostras por transecto) da APDL, de modo a contemplar tanto as áreas que tiveram quanto as áreas que não tiveram (controles) contato com a passagem da onda de lama. Devido à intensidade da passagem da onda de lama e da deposição de rejeitos provenientes desta, os resultados obtidos indicaram a ocorrência de alterações nas condições físico-químicas do solo, resultando na formação de um novo tipo de material (Tecnosolo), que apresentou, entre outras características, alteração na composição mineral (prevalência de hematita, óxido de ferro proveniente do rejeito de mineração), diminuição do carbono orgânico, predominância de partículas de tamanho silte e areia fina (também característico do rejeito de mineração, que tende a não apresentar estrutura, quando comparado ao solo natural), aumento da densidade e do pH e diminuição na porosidade. Os elementos Fe e Mn foram os que apresentaram maiores concentrações, sendo que o Mn se apresentou mais biodisponível, conforme corroborado pelo maior acúmulo no arroz cultivado em experimento controlado. Os demais EPTs avaliados também foram verificados, porém, em concentrações inferiores à linha base e aos valores orientadores de qualidade de solo (VRQs). Apesar disso, ressalta-se que o Tecnosolo, por sua característica física, apresenta maior potencial erosivo em relação aos solos naturais da região, podendo contribuir com o aporte e a disponibilização destas espécies químicas nos corpos hídricos, uma vez que ainda existe elevada quantidade de rejeito depositado e/ou misturado ao solo neste Compartimento (1).

A deposição do rejeito de mineração ao longo de toda a APDL e, em especial, no Compartimento 1, com a formação do Tecnosolo, um material de menor estrutura e menor tendência à agregação, influenciou, também, na qualidade do ar. Conforme detalhado no capítulo 3 do TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera, os estudos desenvolvidos, focados no município de Barra Longa, indicaram a ocorrência de alterações nas concentrações de partículas totais em suspensão e de partículas inaláveis, principalmente no período em que o rejeito esteve depositado e sob a ação do vento, com tendência a redução após a implementação das ações de recuperação e reconstrução do município. Embora, até o presente momento não tenha sido concluída a avaliação da composição química dos materiais particulados constatados em Barra Longa, destaca-se que a alteração da qualidade do ar foi decorrente do desastre da Samarco e que, apesar dos resultados apresentarem tendência decrescente e da concentração atender a legislação ambiental, as comunidades presentes no local estão expostas de maneira

contínua, estando constantemente sujeitas aos efeitos decorrentes do contato dérmico e respiratório com as partículas em suspensão e demais substâncias que possam ser sorvidas a estas (WHO, 2005a; WHO, 2005b). Ainda, é importante ressaltar que devido às dinâmicas de elementos e substâncias nos ambientes e aos ciclos hidrogeoquímicos, conforme apresentado na Figura 258 e na Figura 259, tais partículas, bem como as substâncias nelas sorvidas, irão, cedo ou tarde, se depositar novamente no solo e/ou atingir os ambientes aquáticos da região, podendo ocasionar nova contaminação.

Assim como evidenciado no ambiente terrestre, o ambiente aquático continental (TOMO II) também apresentou alterações em sua morfologia e, conseqüentemente, prejuízos à biodiversidade local em decorrência das características químicas do rejeito e da força da passagem da onda de lama. No entanto, neste compartimento ambiental os danos deverão perdurar, uma vez que, ao aportarem no ambiente aquático, os materiais dissolvidos e particulados, de natureza orgânica e inorgânica, invariavelmente se associam, de alguma forma, por meio de processos de superfície, como a sorção, complexação e reprecipitação, aos particulados preexistentes no ambiente. Esses particulados constituem importantes meios de transporte de EPTs e, quanto menores forem, maior será sua área superficial aumentando, desta forma, o potencial de sorção de contaminantes e, conseqüentemente, a biodisponibilidade destes, em alguns casos (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; CHAPMAN et al., 1996; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; PINTILIE et al., 2007; SOUZA, 2007; VAREJÃO, 2008; RHODES, 2010; SILVA, 2010; SARMIENTO et al., 2011; SALES, 2013; SOUZA et al., 2015; IBAMA, 2016; ALI; KHAN; ILAHI, 2019).

O material particulado, em associação com a influência dos diferentes fenômenos físico-químicos inerentes a este compartimento ambiental e alterados no momento do desastre, bem como somados aos processos mecânicos que disponibilizaram ESPTs que estavam estabilizados no sedimento, fez com que as espécies químicas ali existentes acabassem sendo carregadas e disponibilizadas ao longo dos diferentes componentes ambientais que compõem esse ecossistema. A variação do pH entre 6 e 8,5, por exemplo, favoreceu a instabilidade do sistema, com ocorrência de trocas iônicas conforme a salinidade, degradação de matéria orgânica e os íons presentes, liberando EPTs que estavam sorvidos no material particulado, em pH ácido; já em pH básico pode ocorrer a reversão para a sua sedimentação, devido à formação de complexos oxi-hidróxidos estáveis, favorecendo a sorção de EPTs (TESSIER, 1979; ATKINSON, et. al., 2007; ZHANG et. al., 2014). Tais condições de pH, variantes entre 6 e 8,5, foram constantes, desde antes do desastre até o final do período avaliado neste estudo (dezembro de 2018). Já, a diminuição do oxigênio dissolvido (OD), para condições próximas à anóxica, ocorrentes logo após o rompimento da barragem de Fundão, além dos efeitos diretos à biota, alterou o pH e o E_h do meio, aumentando a tendência à oxi-redução das espécies metálicas, em especial do Fe e do Mn (EGGLETON; THOMAS, 2004; KANG; TIAN; WANG, 2019). É válido ressaltar que as condições anóxicas foram observadas apenas no mês de novembro/2015 e até Tumiritinga, uma vez que no início de dezembro/2015 já se registravam concentrações superiores a 5 mg/L. Com o retorno das características anteriores, com o aumento do OD para valores próximos a 8 mg/L, associado à condição de pH neutro a alcalino, as espécies metálicas tendem a oxidação e precipitação (ATKINSON; JOLLEY; SIMPSON, 2007). Isso significa que, logo após o desastre, por um período de tempo de aproximadamente 5 meses, as espécies químicas aportadas e revolvidas do sedimento pelo desastre tenderam a permanecer na coluna d'água em suspensão, em condição biodisponível. Após este período, com o

aumento do OD e manutenção do pH (tendendo a neutralidade), o potencial redox do meio favoreceria a oxidação dos EPTs, levando à uma maior tendência à precipitação do mesmo na fração formada por oxi-hidróxido de Fe-Mn, transformando está em um sorvedor de EPTs. Ao contrário, para outras frações, como a oxidável (matéria orgânica e sulfetos), a dinâmica é diferente, a oxidação levaria à liberação dos EPTs. No entanto, é válido destacar que se trata de um ambiente instável, tanto em termos do pH, que varia constantemente entre valores de 6,5 a 8, quanto de OD o que pode alterar o potencial redox do meio e modificar a dinâmica dos EPTs para a coluna d'água (KANG; TIAN; WANG, 2019). Tais condições são dependentes, por exemplo, das variações sazonais peculiares da região do desastre.

Assim, os resultados obtidos pela análise dos dados secundários efetuada pelo Lactec indicaram que concentrações significativas dos elementos Al, Fe e Mn foram identificadas em todos os pontos de água analisados. A presença destes elementos está de acordo com a influência do desastre sobre as alterações, uma vez que estes correspondem aos EPTs presentes em maiores concentrações no rejeito extravasado. Tais dados comprovaram a instabilidade do meio, em relação ao pH, uma vez que, em especial o Fe e o Mn, têm uma maior susceptibilidade à ocorrência de processos redox diante da variação de tal parâmetro (EGGLETON; THOMAS, 2004; KANG; TIAN; WANG, 2019). Além destes elementos, foi possível verificar uma elevada disponibilidade de Pb total, especialmente nos Compartimentos 1 e 3, e de As total, Cd total, Cu dissolvido, Hg total e Ni total ao longo dos diferentes Compartimentos. Embora estes elementos estejam em menores concentrações em relação aos anteriormente citados (Fe, Al e Mn), suas concentrações superaram os máximos históricos descritos no pré-desastre, em algum período analisado. De acordo com Kang e colaboradores (2019), destes, os elementos Pb, Cu e Ni são fortemente influenciados pelo teor de oxigênio dissolvido, sendo o seu potencial de biodisponibilização reduzido em condições anóxicas. Já o Hg, normalmente está associado a materiais finos, como os argilosos e siltosos (tal qual o rejeito) e tende a apresentar uma maior sorção nestas partículas sólidas, principalmente quando sob condições de pH neutro a alcalino, assim como pela ação da força iônica e pela presença dos grupos silanol e aluminol nas estruturas da matriz (GABRIEL, WILLIAMSON, 2004). O Cd, apesar de presente em menor concentração no rejeito de mineração, está normalmente associado a depósitos de Pb, Cu e Zn (PACHANA, WATTANAKORNSIRI, NANUAM, 2010). O As apresenta dissolução favorecida em condições de redução de Fe e Mn ou em processos de sorção limitada, com liberação em condições de pH inferiores a 8,5 (PIETRO; MARTÍN-LIÑARES; PIÑEIRO, et al., 2016).

Em virtude da disponibilização de EPTs nos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, os Sistemas de Abastecimento Urbano que captam água destes rios foram paralisados temporariamente. A maioria dos locais afetados possuem pequenas populações que, anteriormente ao desastre, eram abastecidas por poços ou pequenas estações de tratamento, nas quais a vazão é abaixo de 25 L/s. Dentre estas localidades, há apenas nove sedes de municípios, com destaque para Governador Valadares, Linhares e Colatina, únicos com população urbana superior a 100 mil habitantes. Entre os parâmetros da qualidade da água que promoveram a inviabilização destes sistemas de tratamento, podemos citar a turbidez e as concentrações de Fe, Mn e Al. As sete estações do IGAM mais próximas do desastre (uma estação no rio Gualaxo do Norte, uma estação no rio do Carmo e cinco estações no Rio Doce), entre os dias 07 e 08 de novembro de 2015, apresentaram resultados elevados de turbidez, com destaque para o valor de 435.400 UNT na estação IGAM/RD072 no município de Rio Doce/MG. Em relação aos elementos químicos, salienta-se o aumento anormal da concentração de Mn, 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. Estes valores de turbidez e EPTs inviabilizaram a produção de água para consumo humano pelas Estações de Tratamento que captam água dos rios afetados, pois as tecnologias convencionais que utilizam o processo de coagulação e floculação para a separação dos sólidos não foram projetadas para a remoção destes elevados valores de turbidez e EPTs.

A grande quantidade de rejeitos que aportou nos corpos d'água afetou diretamente a dinâmica de transporte de sedimentos ao longo do rio Doce, provocando o assoreamento do canal do rio e dos reservatórios hidrelétricos existentes ao longo do trecho de passagem da lama de rejeitos. Tal condição, embora tenha contribuído para a retenção de grande quantidade de material no momento do desastre, constitui fonte de disponibilização de material particulado e EPTs à água e fauna aquática, especialmente, em períodos de intensa precipitação. Além disso, o aporte de lama de rejeito no interior da calha dos rios afetados promoveu um maior transporte das frações finas (argila e silte), resultando assim na sedimentação da fração areia. Embora as frações mais finas de rejeito sejam as maiores responsáveis pela sorção de diferentes EPTs, concentrando-os, bem como as fases coloidais orgânicas e inorgânicas que podem estar presentes, e, por conseguinte, apresentarem maior toxicidade (SEGURA et al., 2016; UFES, 2016a; HATJE et al., 2017), o sedimento tende a funcionar também como uma fonte de elementos químicos, assim como de redistribuição de material particulado para a coluna d'água, em condições de revolvimento mecânico (PINTILIE et al., 2007; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014; ALI; KHAN; ILAHI, 2019). Deste modo, por constituir um ambiente extremamente dinâmico, acaba redistribuindo EPTs para a coluna d'água e biota dependendo das condições locais (temperatura, hidrodinâmica, potencial redox, quantidade de matéria orgânica e, principalmente pH) ao qual está submetido (BEVILACQUA, 1996; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; PINTILIE et al., 2007; VAREJÃO, 2008; SARMIENTO et al., 2011; SALES, 2013; PUPPIM, 2014; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014; SOUZA et al., 2015; FERNANDES et al., 2016; IBAMA, 2016; MAIA, 2017; JUNCÁ et al., 2017; ALI; KHAN; ILAHI, 2019) atuando, assim, como fonte potencial de contaminação constante e difusa no ambiente aquático (SILVA, 2010).

Assim, de forma análoga aos resultados encontrados para águas superficiais e demais matrizes que tiveram seus resultados descritos até o momento, foram identificadas nos sedimentos continentais as mesmas espécies químicas verificadas nas matrizes analisadas e citadas. Da mesma forma, como já descrito, os elementos Al, Fe e Mn foram os elementos mais abundantes em todos os pontos avaliados; As esteve presente no sedimento em toda a APDL, mas, as concentrações mais elevadas foram encontradas nas amostras coletadas no Compartimento 1; Cd apresentou concentrações elevadas nos Compartimentos 2 e 3; Cu, Co, Pb e Ni, superaram, em alguns pontos, os limites legislados e os máximos históricos; Cr foi constatado pontualmente em concentrações superiores aos máximos históricos e valores orientadores do CONAMA nos Compartimentos 1 e 2.

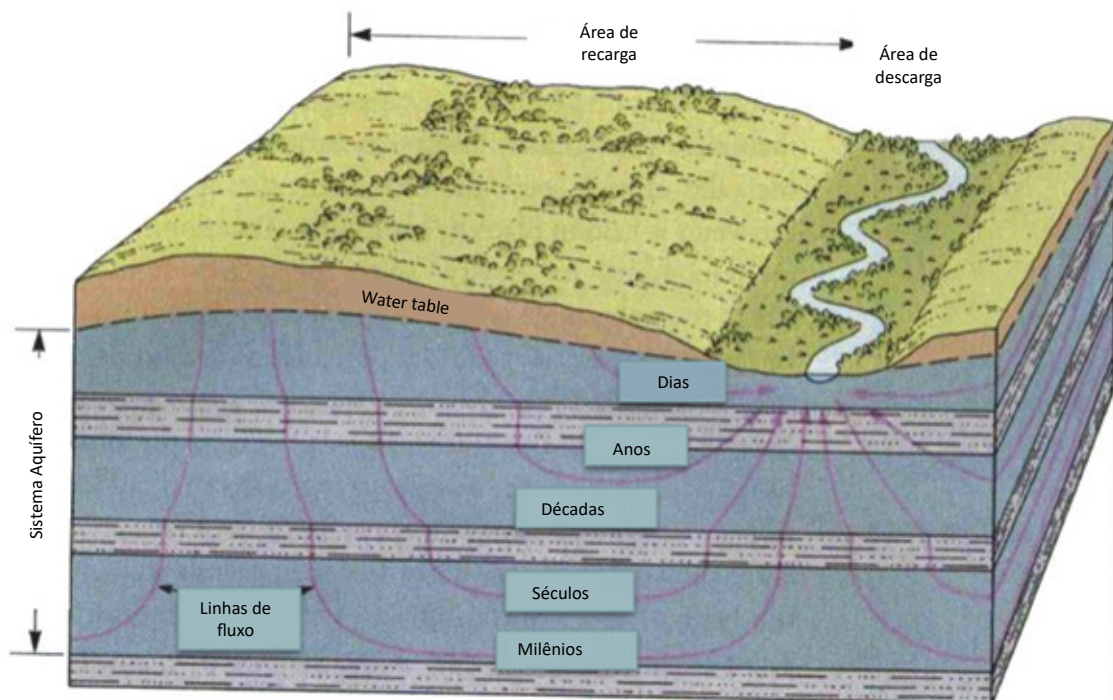
Conforme já discutido anteriormente, as condições do corpo hídrico, de pH e com a variação do teor de OD (anóxico, após o desastre; para próximo de 8,0 mg/L) tendeu a favorecer a instabilidade do sistema, estando as espécies químicas alternando entre oxidadas e com tendência à precipitação; e livres, de forma iônica, na coluna d'água (TESSIER, 1979; EGGLETON; THOMAS, 2004; ATKINSON, et.

al. 2007; ZHANG et. al., 2014; KANG; TIAN; WANG, 2019;). Ainda, diante da constante disponibilização de partículas carreadoras de EPTs do Tecnosolo para a água, devido aos processos erosivos, a presença do rejeito de mineração nas margens representa uma segunda fonte de EPTs que favorece a manutenção do ambiente rico em espécies químicas.

Apesar da ocorrência de diferentes espécies químicas tanto nas águas quanto nos sedimentos continentais, para as águas subterrâneas não foi possível mensurar danos relacionados ao aumento da concentração de EPTs especialmente por conta da falta de uma linha-base. A ausência do dano nas águas subterrâneas até o monitoramento realizado em 2019 pode ter sido decorrente do fato de que a área atingida se restringe principalmente ao rio e às planícies marginais, que são as áreas de descarga, ou seja, locais onde justamente as águas emergem do sistema alimentando o rio. Embora a percolação através do solo seja capaz de contribuir com espécies químicas para a água subterrânea, como se trata de um rio efluente, o fluxo d'água nestas áreas é via de regra inverso, ou seja, há uma pressão hidráulica da superfície potenciométrica que impede a infiltração e a consequente contaminação das águas subterrâneas.

No entanto, apesar dos estudos realizados até o momento não indicarem o aumento ou alteração da concentração de EPTs correlatos ao rejeito nestas águas subterrâneas, ressalta-se que este processo pode vir a ocorrer, conforme demonstrado em imagem ilustrativa apresentada na Figura 268. Considerando que parte significativa dos aquíferos da BHRD são fraturados e que nestes locais há transmissividade, mediante monitoramentos periódicos, não se descarta esta possibilidade, sobretudo em períodos de estiagem severas ou nos casos de superexploração de poços de água subterrânea.

Figura 268 – Distribuição da recarga e descarga ao longo do tempo.



Fonte: Modificado de Murck, Skinner e Porter (1995).

Outro aspecto importante em relação às águas subterrâneas diz respeito à série de ESPTs presentes nesta matriz, muitos dos quais, contidos na série, já estavam presentes, em concentrações

similares, antes do desastre. Na análise do Diagrama de Piper, a água subterrânea apresentou característica predominante bicarbonatada mista e sódica o que favorece a disponibilização de EPTs nestas águas, uma vez que o Na é um metal facilmente trocável e minerais a base de bicarbonatos e carbonatos são mais lábeis em pH ácido do que óxidos, hidróxidos, sulfetos, entre outros.

A maior disponibilidade de elementos na água subterrânea ocorreu nos Compartimentos 2B e 3, que apresentaram valores médios maiores para esta região (lembrando que quanto maior a condutividade iônica, maior a concentração de espécies químicas iônicas). Assim, os elementos Al, Fe e Mn foram, também, os encontrados em maior abundância, estando presentes em todas as amostras coletadas, sendo que os dois últimos, em alguns pontos, superaram os valores de referência de qualidade (VRQs) e os limites estabelecidos pelo CONAMA 396/2008 para consumo humano. Ainda, sobre o Fe e o Mn, estes apresentaram as suas fases dissolvidas em concentrações mais elevadas a partir do Município de Ipaba. Do mesmo modo, os elementos As, Cd e Pb foram verificados em concentrações elevadas a partir de Ipaba, tanto para os pontos localizados na APDL, quanto para os de controle, o que pode indicar uma característica natural local ou a contaminação por fontes difusas, sendo que o primeiro apresentou-se em teores superiores aos limites da CONAMA para consumo humano na região de Tumiritinga, o que, de acordo os estudos geoquímicos da região, pode estar relacionado ao fato do local apresentar uma anomalia geoquímica para tal elemento. Os elementos Co, Ni e Cr estiveram presentes em todas as amostras, ao longo da BHRD, porém, sempre em concentrações inferiores aos VRQs e CONAMA 396/2008. Compostos fenólicos foram constatados pontualmente, na região de Degredo, o que pode estar relacionado à atividade petroquímica local. Nesse sentido, reforça-se a importância do monitoramento dessa matriz, que pode apresentar danos em períodos mais distantes, no futuro.

Com base nesses dados e somados aos resultados obtidos para as demais matrizes, destaca-se que a disponibilidade dos ESPTs deve ser levada em consideração, principalmente, diante das dinâmicas ocorrentes nos corpos hídricos que são influenciados por fatores abióticos. Isso significa que, em diferentes concentrações, as espécies químicas presentes no meio estarão mais ou menos disponíveis, sendo o dano ocorrente jamais estabilizado, a menos que o sistema seja totalmente isolado. Isto se refletiu nos resultados obtidos para a biota aquática, explicitados no item 7 Ecotoxicologia, onde foi constatada a incorporação (bioacumulação) de EPTs em tecido muscular de peixes em concentrações superiores nos exemplares capturados na APDL em relação aos capturados nos pontos controles (tanto negativo quanto positivo), nos três Compartimentos avaliados, mas, especialmente nos peixes capturados nos Compartimentos 1 e 2. O acúmulo de EPTs ocorreu especialmente em peixes que possuem hábito de fundo, corroborando a influência deste componente ambiental sobre o processo de disponibilização e conseqüentemente bioacumulação de EPTs. Assim como identificado nas demais matrizes as maiores concentrações foram verificadas para os elementos Al, Ba, Fe, Mn, Se e Zn. No entanto, o As e Hg também foram detectados em elevadas concentrações nos organismos capturados nos diferentes Compartimentos. Alguns destes elementos apresentaram, inclusive, resultados superiores aos limites estabelecidos pela ANVISA (2013) e/ou *CODEX Alimentarius* (2016), que correspondem aos valores orientadores para elementos químicos em alimentos e para consumo humano diário, respectivamente. É importante mencionar que há variabilidade nas concentrações de EPTs de acordo com o Compartimento e estação avaliada, uma vez que a maior ou menor disponibilidade está diretamente relacionado aos fatores abióticos do ambiente, assim como, já mencionado anteriormente.

No entanto, embora estudos anteriores já indicassem o acúmulo de diferentes espécies metálicas nos tecidos de peixes coletados ao longo do rio Doce (JORDÃO et al., 1996; PALMIERI; LEONEL, 2000; ANDRADE, 2003; RAMOS, 2005; PALMIERI, 2006; QUEIROZ, 2006; VEADO et al., 2008; ARANTES et al., 2009; MORAIS, 2009; ANDRADE et al., 2010), as concentrações registradas foram menores que as encontradas pós-desastre (para maiores detalhes ver capítulo 7).

No dia 21 de novembro de 2015 a chegada da pluma de rejeitos na foz do rio Doce resultou no aporte de espécies químicas no estuário e região costeira adjacente (para maiores detalhes ver TOMO IV – Zona Costeira e Marinha). Imediatamente após chegada da onda de lama, assim como descrito para o ambiente aquático continental, houve elevado aumento nas concentrações de sólidos em suspensão e, conseqüentemente, drástica redução nos níveis de oxigênio. Assim, como o material que ficou depositado na calha do rio Doce, o material que aportou na foz era constituído de partículas mais finas (argila e silte), as quais são reconhecidas por carregarem elevadas cargas de EPTs, o que corroborou os resultados de rejeito (especial destaque para a categoria Germano – Argiloso) (PIRES et al., 2003; PUPPIM, 2014; SEGURA et al., 2016; UFES, 2016b; HATJE et al., 2017; JUNCÁ et al., 2017; UFES, 2017), do mesmo modo que o ferro, elemento majoritário no rejeito (PIRES et al., 2003; JUNCÁ et al., 2017; UFES, 2017). De maneira análoga, foi identificado aumento nas concentrações totais de EPTs em amostras de água e sedimentos coletadas na foz do rio Doce (FAURG, 2016a; b; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; IBAMA, 2016; ICMBio, 2016 a; b; c; d; NETO et al., 2016; UFES, 2016 a; b; 2017). Estudos realizados na região identificaram nas amostras de água aumento nas concentrações dos elementos As, Al, Ba, Fe, Cd, Cr, Pb, Cu, Mn, Ni, V e Zn (FAURG, 2016a; b; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; ICMBio, 2016a; b; c; d; NETO et al., 2016; UFES, 2016 a; b; 2017). Os dados apresentados pelo Lactec, do mesmo modo, indicaram que as concentrações dos EPTs foram tão elevadas que ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação. Os elementos Al e Fe, na fração dissolvida, por exemplo, apresentaram concentrações predominantemente superiores aos máximos históricos e aos limites definidos pela legislação ambiental, enquanto Cd total, Pb total, Mn total, Cu dissolvido, Cr total, Hg total, Ni total e Zn total, apesar de terem apresentado concentrações acima dos máximos históricos, não ultrapassaram os limites máximos legislados.

O incremento na quantidade de rejeito na região estuarina, aliado à salinidade da água local, à velocidade e à intensidade com que os mesmos chegaram a este Compartimento, fez com que amostras de sedimentos retratassem a mesma problemática já descrita para esta matriz na porção continental, ou seja, aumento nas concentrações de diferentes EPTs, como Al, As, Ba, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn (ICMBio, 2016b; UFES, 2016 b; 2017). Os dados apresentados pelo Lactec identificaram que ocorreu alteração da dinâmica sedimentar local, caracterizada pela mudança das características granulométricas do sedimento superficial (predominância de silte) e aumento da concentração de EPTs. Para a maior parte dos EPTs (Al, As, Cu, Cr, Fe, Mn, Pb e Ni), em algum momento do monitoramento, foram verificados valores acima do máximo histórico e da legislação. O elemento Mn apresentou alteração relativa ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento classificada na Categoria C, ou seja, apresentou 1/3 dos dados acima do limite do nível 1 da Resolução CONAMA Nº 454/2012 e dos máximos históricos durante o período. A classificação de Categoria B foi observada para o Fe. Com relação aos demais EPTs avaliados, Ba, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb e Zn, as alterações foram classificadas como Categoria A. As concentrações de As e Hg foram, inclusive, mais elevadas no sedimento que na coluna

d'água (resultados detalhados estão apresentados no item 2.1 do TOMO IV – Zona Costeira e Marinha). Todas essas alterações são resultado do sinergismo das diferentes alterações que aconteceram em toda a extensão do rio Doce e região costeira adjacente em decorrência da passagem da lama como, por exemplo, alterações em processos de sorção e dessorção, os quais regulam a mobilidade de metais em ambientes aquáticos (UFES, 2016 a; b; 2017).

Por fim, para o Compartimento marinho propriamente dito (Compartimento 5), poucas alterações nas concentrações de EPTs foram evidenciadas na coluna d'água, no entanto, elevadas concentrações de As e Ba foram identificadas no sedimento. Além disso, alterações classificadas na Categoria B foram verificadas para os indicadores Al, As e Mn na maior parte dos Compartimentos. Ressalta-se que o As e o Mn não demonstraram ser indicadores apropriados para a avaliação deste dano no ambiente marinho, haja vista que a classificação Categoria B para estes indicadores representa valores acima do estabelecido pela legislação ambiental, porém abaixo dos valores encontrados na região anteriormente, não sendo possível relacionar estes resultados única e diretamente com o rompimento da barragem de Fundão. Outros elementos, apesar de apresentarem a classificação grave e/ou gravíssima durante o período P1 (novembro/2015 a março/2016) e P2 (abril/2016 a dezembro/2016), ocorreram em proporções menos representativas em relação ao total de dados analisados. Dessa forma, as alterações das concentrações dos elementos Ba, Cd, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb, V e Zn foram classificadas na Categoria A. Reforça-se, novamente, que o ambiente marinho é ainda mais dinâmico e a tendência à dissolução ou sedimentação destes elementos depende de fatores abióticos atuantes sobre o mesmo. Ainda, destaca-se que a salinidade nestes sistemas os torna ainda mais complexos, uma vez que altera o equilíbrio químico dos elementos favorecendo a bioacumulação e até a biomagnificação das espécies químicas na biota (ATKINSON, et. al. 2007; ZHANG et. al., 2014;), assim como foi constatado nos resultados obtidos para a ictiofauna, conforme pode ser observado no capítulo 7 de ecotoxicologia, e como vem sendo observado para outros grupos, como por exemplo zooplâncton e bentos (FAURG, 2016). Os peixes capturados no estuário apresentaram elevada bioacumulação de EPTs, com destaque para o As, que violou entre 56 a 3111% os limites legislados, especialmente nos peixes carnívoros e de hábito de fundo indicando biomagnificação deste elemento e, novamente, a influência dos sedimentos na disponibilização e acumulação dos elementos. Para a biota marinha, novamente foi constatada a contaminação por uma série de EPTs, com destaque para As, Al, Fe, Hg e Co, que tenderam a apresentar concentrações mais elevadas para os siluriformes, que são os peixes com hábito de fundo. É importante mencionar que mesmo nos pontos mais afastados da costa os peixes apresentaram elevadas concentrações de EPTs.

Em resumo, reavaliando cada uma das matrizes em termos do aporte de ESPTs em decorrência do desastre, constatado para cada um dos ambientes e Compartimentos, foi possível notar que as diferentes espécies químicas avaliadas estiveram e estão presentes nos mais variados meios, estando a sua disponibilidade e toxicidade relativas às dinâmicas ambientais ocorrentes. Deste modo, onde houver ameaças de danos graves ou irreversíveis e falta de plena certeza científica sobre a magnitude e reversibilidade dos danos é imperativo o investimento em medidas de controle para evitar maior degradação ambiental e riscos à saúde humana.

9 MATRIZ DE DANOS

De forma a sintetizar todos os danos avaliados foi elaborada uma matriz, apresentada na sequência, que contém a lista de todos os danos por ambiente afetado, os valores dos indicadores na linha-base e pós-desastre e suas respectivas classificações em termos de abrangência, gravidade, tendência e reversibilidade. Para os danos aos ambientes terrestre e atmosfera, ambiente aquático continental e zona costeira e marinha, a classificação adotada foi baseada no pior cenário encontrado para aquele dano. Já para os danos ao patrimônio cultural, o critério adotado teve por base a classificação verificada no maior número de bens e/ou conjunto de bens.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Terrestre	Superfície	Alterações de paisagem	Mapa do uso e ocupação do solo, análise de imagens pré e pós-desastre e a APDL.	Cálculo da área afetada em ha, além de verificação in loco de pontos de interesse. Área total afetada de 27.345,58 ha.	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível
		Danos em processos de extração de bens minerais	Consulta dos processos minerários na base de dados da Agência Nacional de Mineração (ANM), análise de imagens pré e pós-desastre e a APDL.	Quantificação dos processos afetados e cálculo da área correspondente em ha, pela APDL. Total de 34.174,25 ha de área com processo mineral afetado e 469 processos.	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Cessado	Parcialmente reversível
	Danos em feições subterrâneas ¹	Dados do Cadastro Nacional de Informações Espeleológicas (CANIE) e do Patrimônio Cultural e Turístico (MG).	Foram identificadas 8 feições naturais e 2 sítios arqueológicos atingidos pela lama: - 2 feições naturais totalmente alagadas; - 6 feições naturais atingidas, mas em processo de recuperação; - 1 sítio arqueológico totalmente soterrado.	Compartimento 1	Grave	Cessado	Irreversível	
	Áreas de geração de resíduos sólidos	Mapa do uso e ocupação do solo, análise de imagens pré e pós-desastre e a APDL.	Edificações Parcialmente Destruidas = 13.989,68 m ² Edificações Destruidas = 17.398,15 m ² Área de Supressão Vegetal = 565,6 hm ²	Compartimento 1	Grave	Redução	Parcialmente reversível	
Solos	Alteração da composição do solo ²	Ampliação de áreas de disposição de rejeitos	Barragem de Fundão	Centro de Exposições - Barra Longa/MG = 1,96 hm ² Campo de futebol - Barra Longa/MG = 0,88 hm ² Fazenda Vista Alegre - Barra Longa/MG = 11,56 hm ² UHE Risoleta Neves - Rio Doce/MG = 20,63 hm ²	Compartimento 1	Grave	Aumento	Parcialmente reversível
		quartz, mica, caulinita, clorita, feldspato potássico C org. = 0,88 dag dm ³ matiz da cor = 2,5YR a 10YR pegajosidade = pegajoso a muito pegajoso	hematita, goethita, magnetita C org. = 0,17 dag dm ³ matiz da cor = 7,5R a 10R pegajosidade = ligeiramente pegajoso	Compartimento 1	Gravíssimo	Cessado	Irreversível	

1 Aqui é apresentada a classificação para a maioria das feições, sendo que 3 foram classificadas como gravíssimo.

2 Comparação com os solos controle, uma vez que não haviam indicadores de linha base

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Terrestre	Solos	Aumento da densidade do solo	<p>areia total = 695 g kg⁻¹ areia grossa = 75 g kg⁻¹ areia fina = 600 g kg⁻¹ argila = 150 g kg⁻¹ silte = 160 g kg⁻¹ densidade do solo = 1,51 g cm⁻³ densidade de partículas = 2,73 g cm⁻³ macroporosidade = 0,201 m³ m⁻³ microporosidade = 0,255 m³ m⁻³ porosidade total = 0,51 m³ m⁻³ umidade em capacidade de campo = 0,230 m³ m⁻³ umidade em ponto de murcha permanente = 0,133 m³ m⁻³ capacidade de água disponível = 51,7 mm</p>	<p>areia total = 437 g kg⁻¹ areia grossa = 64 g kg⁻¹ areia fina = 368 g kg⁻¹ argila = 150 g kg⁻¹ silte = 412 g kg⁻¹ densidade do solo = 1,97 g cm⁻³ densidade de partículas = 3,00 g cm⁻³ macroporosidade = 0,07 m³ m⁻³ microporosidade = 0,359 m³ m⁻³ porosidade total = 0,429 m³ m⁻³ umidade em capacidade de campo = 0,359 m³ m⁻³ umidade em ponto de murcha permanente = 0,072 m³ m⁻³ capacidade de água disponível = 227 mm</p>	Compartimento 1	Grave	Cessado	Parcialmente reversível
		Aumento dos processos erosivos	perda de solo: 44,1 t ha ⁻¹ ano ⁻¹	perda de solo: 54,8 t ha ⁻¹ ano ⁻¹	Compartimento 1	Grave	Redução	Parcialmente reversível
		Alteração da capacidade de suporte e deformabilidade do solo	tensão de pré-adensamento = 120 kPa	tensão de pré-adensamento = 95 kPa	Compartimento 1	Pouco grave	Cessado	Irreversível
		Alteração da permeabilidade e fluxo de água no solo	coeficiente de permeabilidade = 10-5 a 10-6 cm/s	coeficiente de permeabilidade = 10-4 a 10-5 cm/s	Compartimento 1	Grave	Redução	Irreversível
	Alteração da estabilidade de encostas	ângulo de atrito = 24° a 42° Intercepto coesivo = 0 a 55 kPa	ângulo de atrito = 14,9° a 37,2° intercepto coesivo = 7,1 a 26,8 kPa	Compartimento 1	Pouco grave	Cessado	Irreversível	
		<p>pH água = 5,9 pH KCl = 5,3 Δ pH = -0,6 Al3+ = 0,00 cmolc dm⁻³ m% = 0% Ca2+ = 2,1 cmolc dm⁻³ Mg2+ = 0,49 cmolc dm⁻³ Ca/Mg = 4,5 P disponível = 4,0 mg dm⁻³ K+ = 0,04 cmolc dm⁻³ SB = 2,65 cmolc dm⁻³ V% = 64% CTC efetiva = 2,65 cmolc dm⁻³ CTC potencial = 4,1 cmolc dm⁻³</p>	<p>pH água = 6,3 pH KCl = 6,6 Δ pH = 0,14 Al3+ = 0,00 cmolc dm⁻³ m% = 0% Ca2+ = 1,1 cmolc dm⁻³ Mg2+ = 0,18 cmolc dm⁻³ Ca/Mg = 6,2 P disponível = 7,2 mg dm⁻³ K+ = 0,09 cmolc dm⁻³ SB = 1,39 cmolc dm⁻³ V% = 46% CTC efetiva = 1,52 cmolc dm⁻³ CTC potencial = 3,3 cmolc dm⁻³</p>	Compartimento 1	Pouco grave	Cessado	Parcialmente reversível	

3 Para o diagnóstico desse dano, houve também a interpretação de outros indicadores (plantas coletadas em campo e realização de experimento em condições controladas) para os quais não havia linha base.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Terrestre	Solos	Contaminação do solo por EPTs ⁴	Fe = 216,7 g kg ⁻¹ Mn = 3,409 mg kg ⁻¹ Ag = 0,018 mg kg ⁻¹ Al = 2,9 g kg ⁻¹ As = 8,13 mg kg ⁻¹ Ba = 36,2 mg kg ⁻¹ Cd = 0,014 mg kg ⁻¹ Co = 2,5 mg kg ⁻¹ Cr = 18,2 mg kg ⁻¹ Cu = 6,8 mg kg ⁻¹ Fe = 118,4 g kg ⁻¹ Hg = 0,14 mg kg ⁻¹ Mn = 531,1 mg kg ⁻¹ Ni = 9,7 mg kg ⁻¹ Pb = 3,8 mg kg ⁻¹ Sb = 0,51 mg kg ⁻¹ Se = 0,03 mg kg ⁻¹ Sn = 3,90 mg kg ⁻¹ Zn = 19,8 mg kg ⁻¹	Fe = 118,4 g kg ⁻¹ Mn = 531,1 mg kg ⁻¹ Ag = 0,017 mg kg ⁻¹ Al = 17,1 g kg ⁻¹ As = 8,84 mg kg ⁻¹ Ba = 90,97 mg kg ⁻¹ Cd = 0,01 mg kg ⁻¹ Co = 5,47 mg kg ⁻¹ Cr = 40,08 mg kg ⁻¹ Cu = 14,09 mg kg ⁻¹ Fe = 57,7 g kg ⁻¹ Hg = 0,18 mg kg ⁻¹ Mn = 520,1 mg kg ⁻¹ Ni = 14,4 mg kg ⁻¹ Pb = 14,0 mg kg ⁻¹ Sb = 0,46 mg kg ⁻¹ Se = 1,51 mg kg ⁻¹ Sn = 5,47 mg kg ⁻¹ Zn = 26,78 mg kg ⁻¹	Compartmento 1	Pouco grave	Cessado	Irreversível
		Contaminação do solo por EPTs devido às ações emergenciais pós-desastre ⁵	camada = 0 m	camada (mediana) = 1 m	Compartmento 1	Pouco grave	Cessado	Irreversível
Flora	Supressão de vegetação nativa por implantação de infraestrutura	Formação de tecnossolo	camada = 0 m	camada (mediana) = 1 m	Compartmento 1	Gravíssimo	Cessado	Irreversível
		Supressão de vegetação nativa por implantação de infraestrutura	859,40 ha de vegetação nativa existentes na APDL	859,40 ha de vegetação nativa suprimidos	Compartmento 1	Gravíssimo	Cessado	Reversível
Flora	Perda de biodiversidade de flora	Supressão de vegetação nativa por implantação de infraestrutura	231,47 ha de vegetação nativa em áreas de implantação de infraestrutura por causa do desastre	231,47 ha afetados pela implantação de infraestruturas por causa do desastre	Compartmentos 1 e 3	Grave	Aumento	Parcialmente reversível
		Perda de biodiversidade de flora	Espécies existentes na APDL: 170 de árvores, 128 de trepadeiras, 28 de epífitas, 214 herbáceas florestais, 272 de vegetação secundária inicial, 74 de várzeas, 209 de campos rupestres, 193 de macrófitas aquáticas, 121 de reófitas. 14 espécies ameaçadas de extinção, 12 espécies endêmicas e 29 espécies protegidas.	Todas essas espécies foram afetadas	Compartmento 1	Gravíssimo	Cessado	Reversível

4 Para o diagnóstico desse dano, houve também a interpretação de outros indicadores (plantas coletadas em campo e realização de experimento em condições controladas) para os quais não havia linha base; para os EPTs Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn não foi diagnosticado dano para a matriz solo do compartimento 1. Para maiores detalhes, verificar Relatório de Elementos Potencialmente Tóxicos no Tecnossolo, que se encontra no Material Suplementar do Tomo III.

5 Os valores de linha base para a contaminação por EPTs no solo devido às ações emergenciais pós-desastre foram considerados como sendo os teores pseudo totais quantificados no rejeito, para serem comparados com os teores das amostras de mistura.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Terrestre	Flora	Perda de recursos florestais madeireiros	Média de 158,28 m ³ por hectare, totalizando aproximadamente 136.034,43 m ³	Aproximadamente 136.034,43 m ³ de madeira suprimidos	Compartmento 1	Grave	Cessado	Reversível
		Perda de recursos florestais não madeireiros	108 espécies de árvores, 31 de trepadeiras, 5 de epífitas, 33 de herbáceas florestais, 105 da vegetação secundária inicial, 26 de várzeas, 52 de campos rupestres, 66 de macrofitas aquáticas e 60 de reófitas.	Todas essas espécies foram afetadas	Compartmento 1	Gravíssimo	Cessado	Reversível
		Redução na capacidade de resiliência da floresta	47 morfoespécies (sementes) encontradas no solo e na serrapilheira e 184 de plântulas. 957 hectares de área com alto potencial de regeneração existentes na área.	Todas afetadas e 957 hectares de área com alto potencial de regeneração foram alterados.	Compartmento 1	Grave	Cessado	Reversível
		Fragmentação dos habitats e aumento do efeito de borda	233 fragmentos e 22,5% de área de borda	565 fragmentos e 24% de área de borda (aumento de 1,5%)	Compartmento 1	Pouco grave	Aumento	Parcialmente reversível
Fauna	Alterações nas populações faunísticas ⁶	Introdução e aumento de espécies exóticas	Sem dados de linha-base.	Presença de 3 espécies exóticas utilizadas na restauração em ambientes nativos	Compartmento 1	Grave	Aumento	Reversível
			Entomofauna: maior abundância (Nymphalidae, Scarabeinae, Formicidae, Culicidae) Avifauna: maior abundância de aves florestais Quiropterofauna: maior abundância de guildas especialistas (p.ex. nectarívoros) Grandes mamíferos: habitat disponível para espécies (Cercopithecus thomasi e Procyon cancrivorus: 133,6; Cuniculus paca e Hydrochaerus hydrochaeris: 774,05; Lontra longicaudis: 167); maior número de registros de Cuniculus paca.	Entomofauna: menor abundância (Nymphalidae, Scarabeinae, Formicidae, Culicidae) Avifauna: maior abundância de aves não-florestais Quiropterofauna: maior abundância de frugívoros generalistas Grandes mamíferos: habitat disponível para espécies (Cercopithecus thomasi e Procyon cancrivorus: 121,6; Cuniculus paca e Hydrochaerus hydrochaeris: 664,45; Lontra longicaudis: 152); maior número de registros de Hydrochaerus hydrochaeris.	Compartmento 1	Grave	Cessado	Reversível

6 Há indícios de ocorrência do dano também nos compartimentos 2 e 3.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade		
Terrestre	Fauna	Alterações nas assembleias faunísticas	Entomofauna: maior riqueza (Scarabeinae, Formicidae)	Entomofauna: menor riqueza (Scarabeinae, Formicidae)	Compartmento 1	Gravíssimo				
			Herpetofauna: maior riqueza de anfíbios florestais	Herpetofauna: maior riqueza de anfíbios generalistas						
		Piora nas condições físicas da fauna	Avifauna: maior proporção de espécies florestais	Avifauna: menor proporção de espécies florestais	Cessado					Reversível
			Pequenos mamíferos: 5 a 8 espécies	Pequenos mamíferos: 1 a 3 espécies	Compartmentos 2 e 3	Pouco grave				
			Grandes mamíferos: menor número de registros de espécies exóticas (de 1 espécie).	Grandes mamíferos: maior número de registros de espécies exóticas (até 5 espécies).						
			Quiropterofauna: prevalência de infestação parasitária alta ou altíssima: 0,022	Quiropterofauna: prevalência de infestação parasitária alta ou altíssima: 0,167	Compartmento 2	Pouco grave	Redução	Reversível		
			Índice de linearidade (mediana): 0,7851	Índice de linearidade (mediana): 0,7653	Compartmento 1	Gravíssimo	Cessado	Reversível		
			Área funcionalmente conectada (média): 349,7346 ha	Área funcionalmente conectada (média): 255,2634 ha						
			Área de habitat com alta qualidade: 1.107,41 ha	Área de habitat com alta qualidade: 35,98 ha (em média)	Compartmento 1	Gravíssimo	Cessado	Reversível		
			Comprometimento à saúde da fauna silvestre ⁷	Não há indicador para linha-base.	Compartmentos 1 e 3	Dano não classificado				
Aumento na bioacumulação ⁸	Não há indicador para as espécies que utilizamos, mas para outras espécies Palmieri (2006) demonstra baixa contaminação por Hg, MeHg, As, Sb e Se.	Compartmentos 1, 2 e 3	Dano não classificado							
Áreas naturais protegidas	Danos em Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas ⁹	Existem 22 áreas naturais protegidas ao longo dos cursos d'água afetados pelo desastre	Dentro dessas, uma área de 19.555,34 ha foi afetada pela passagem da lama	Compartmentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível			

7 Resultados baseados apenas em duas campanhas, por isso, não classificado

8 Resultados baseados apenas em duas campanhas, por isso, não classificado

9 Aqui é apresentada a classificação para a maioria das áreas naturais protegidas. Para classificação individual ver Capítulo 2.5 do TOMO III - Ambiente terrestre e atmosfera.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Terrestre	Atmosfera	Alteração da qualidade do ar ¹⁰	Padrão de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990 para partículas totais em suspensão (PTS): 240 µg/m ³ para a média de 24 horas.	Concentração de partículas totais em suspensão (PTS) acima do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990				
			Padrão de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990 para partículas inaláveis (PM10): 150 µg/m ³ para a média de 24 horas.	Concentração de partículas inaláveis (PM10) acima do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990.	Compartmento 1	Gravíssimo	Redução	Reversível
			Valor guia estabelecido pela Organização Mundial da Saúde para partículas respiráveis (PM2,5): 25 µg/m ³ para a média de 24 horas.	Concentração de partículas respiráveis (PM2,5) acima do valor guia estabelecido pela Organização Mundial da Saúde.				
Aquático Continental	Morfologia	Alteração na área de drenagem dos cursos de água	Nenhuma alteração na área de drenagem	Dano se restringiu apenas a trechos finais dos afluentes e menos de 20% das sub-bacias tiveram pelo menos 10% de suas áreas de drenagem afetadas. Nascentes não foram afetadas.	Compartmento 1	Pouco grave	Cessado	Irreversível
			Alteração na configuração da rede de drenagem dos cursos de água	Rede de drenagem com configuração natural, e expoentes de elementos geométricos na ordem: b>m>f (largura>profundidade>velocidade).	Compartmento 1	Gravíssimo	Redução	Irreversível
			Soterramento de cavas e açudes	Existência de 161 cavas e açudes no trecho entre Fundão e a UHE Risoleta Neves	Evidência do soterramento dessas cavas na APDL através da análise comparativa de imagens pré e pós-desastre	Compartmento 1	Gravíssimo	Cessado
Água		Limite legislado	Varição do percentual de ocorrência da categoria C					
		Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água ¹¹	Oxigênio dissolvido: 5,0 mg/L Faixa de variação dos mínimos históricos nas estações analisadas nos Compartimentos 1, 2 e 3 Oxigênio dissolvido: 4,2 a 7,8 mg/L	Valor em desacordo com o limite legislado e que extrapolaram a variação histórica pré-desastre, em novembro/2015, ao longo dos Compartimentos 1, 2 e 3 OD: 0 a 22,6%*	Compartmentos 1, 2 e 3	Pouco grave**	Cessado	Reversível

10 A comparação foi realizada com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 003/1990 (PTS e PM10) e com o valor guia estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (PM2,5), uma vez que não haviam indicadores de linha base.

A Resolução CONAMA N. 003/1990, vigente até 18/11/2018, não estabelece padrão de qualidade do ar para as partículas respiráveis (PM2,5).

É válido ressaltar que os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 003/1990 foram estabelecidos em 1990 e são menos restritivos do que os valores preconizados pela Organização Mundial da Saúde em 2005.

Para o cenário pós-desastre foram avaliados os dados das estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova em Barra Longa, Gesteira e Paracatu de Baixo, considerando o período desde a instalação de cada uma até dezembro de 2018.

11 * Na linha-base, esse percentual é zero, uma vez que a variação da série histórica pré-desastre serviu de referência para o dano.

** Categoria A (valores de acordo com o limite legislado e com a variação histórica pré-desastre) foi predominante em novembro/2015

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade																																																	
Aquático Continental	Aumento das concentrações de sólidos na água ¹²	Limite legislado Turbidez: 100 UNT Faixa de variação dos máximos históricos nas estações analisadas nos Compartimentos 1, 2 e 3 Turbidez: 8,87 a 955 UNT	Variação do percentual de ocorrência da categoria C (valores em desacordo com o limite legislado e que extrapolaram a variação histórica pré-desastre), em novembro/2015, ao longo dos Compartimentos 1, 2 e 3 Turbidez: 77,8% a 100%*	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo***	Redução	Parcialmente reversível																																																		
								Limite legislado	Alumínio dissolvido: 0,1 mg/L	Variação do percentual de ocorrência da categoria C (valores em desacordo com o limite legislado e que extrapolaram a variação histórica pré-desastre), em novembro/2015, ao longo dos Compartimentos 1, 2 e 3 Alumínio dissolvido: 55,6% a 90,4%* Ferro dissolvido: 59,2% a 93,0%* Manganes total: 68,1% a 97,2%*	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo***	Redução	Parcialmente reversível																																											
															Ferro dissolvido: 0,3 mg/L	Manganes total: 0,1 mg/L	Alumínio dissolvido: 0,1 a 3,12 mg/L	Ferro dissolvido: 0,19 a 2,67 mg/L	Manganes total: 0,032 a 1,65 mg/L	Todos os 23 sistemas de abastecimento público afetados operavam anteriormente.	Tempo de paralisação na operacionalidade padrão conforme Linha-Base, variando entre 5 dias a atualmente.	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível																																
																										Aumento das concentrações de EPTS na água ¹³	Alumínio dissolvido: 0,1 a 3,12 mg/L	Ferro dissolvido: 0,19 a 2,67 mg/L	Manganes total: 0,032 a 1,65 mg/L	Todos os 23 sistemas de abastecimento público afetados operavam anteriormente.	Tempo de paralisação na operacionalidade padrão conforme Linha-Base, variando entre 5 dias a atualmente.	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível																						
																																				Alteração da comunidade fitoplanctônica ¹⁴	*12 a 17 espécies com frequência comum, 1 a 3 espécies com frequência rara; 3 a 7 espécies com frequência constante	*30 a 36 espécies comuns e constantes	*Mediana de riqueza: 12,5 a 14,0 táxons por estação	*23,8% a 31,2% de mudança na frequência das espécies	*Perda de 13,3% a 36,1% de espécies comuns e constantes	*Mediana da riqueza: 8,0 a 11,5 espécies por estação (p<0,05)	Compartimento 1	Gravíssimo	Estabilizado	Irreversível											
																																															Comunidades planctônicas	*12 a 17 espécies com frequência comum, 1 a 3 espécies com frequência rara; 3 a 7 espécies com frequência constante	*30 a 36 espécies comuns e constantes	*Mediana de riqueza: 12,5 a 14,0 táxons por estação	*23,8% a 31,2% de mudança na frequência das espécies	*Perda de 13,3% a 36,1% de espécies comuns e constantes	*Mediana da riqueza: 8,0 a 11,5 espécies por estação (p<0,05)	Compartimento 1	Gravíssimo	Estabilizado	Irreversível

12 * Na linha-base, esse percentual é zero, uma vez que a variação da série histórica pré-desastre serviu de referência para o dano.

*** Categoria C foi predominante em novembro/2015

13 * Na linha-base, esse percentual é zero, uma vez que a variação da série histórica pré-desastre serviu de referência para o dano.

*** Categoria C foi predominante em novembro/2015

14 Para a estação CAND1 a tendência é de aumento.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Aquático Continental	Comunidades planctônicas	Alteração da comunidade fitoplanctônica ¹⁵	<ul style="list-style-type: none"> *18 a 58 espécies com frequência comum, 5 a 9 espécies com frequência rara; 3 a 57 espécies com frequência constante *36 a 87 espécies comuns e constantes *Mediana de riqueza: 14,0 táxons para a estação CAN06 Mediana de densidade: 34,4 a 40,8 ind/mL para as estações P06, P04, P05 	<ul style="list-style-type: none"> *34,2% a 46,8% de mudança na frequência das espécies *Perda de 27,8% a 47,1% de espécies comuns e constantes *Mediana da riqueza: 8,0 espécies por estação (p<0,05 para a estação CAN06) Mediana de densidade: 6,0 a 14,6 ind/mL por estação (p<0,05 para as estações P06, P04, P05) 	Compartmento 2A			
			<ul style="list-style-type: none"> *28 a 55 espécies com frequência comum, 29 a 59 espécies com frequência rara; 2 a 7 espécies com frequência constante *64 a 91 espécies comuns e constantes *Mediana de riqueza: 23 a 27 táxons Mediana da densidade: 26,4 a 28,3 ind/mL para as estações P07, AIM40, AIM008 	<ul style="list-style-type: none"> *36,4% a 46,8% de mudança na frequência das espécies *Perda de 26,6% a 44,9% de espécies comuns e constantes *Mediana da riqueza: 36 a 37 espécies por estação (p<0,05 para as estações P08, AIM023, AIM020) Mediana da densidade: 1,1 a 23,6 ind/mL por estação (p<0,05 para as estações P07, AIM40, AIM008) 	Compartmento 2B	Gravíssimo	Estabilizado	Irreversível
			<ul style="list-style-type: none"> *17 espécies com frequência comum; 1 com frequência rara; 2 com frequência constante *34 espécies comuns e constantes *Mediana de riqueza por coleta: 15,5 táxons 	<ul style="list-style-type: none"> *20,4% de mudança na frequência de ocorrência das espécies *Perda de 41,2% de espécies comuns e constantes *Mediana de riqueza por coleta: 7,5 táxons (p<0,05) 	Reservatório da UHE Risoleta Neves			
			<ul style="list-style-type: none"> *59 com frequência comum; 78 espécies com frequência rara; 3 com frequência constante *107 espécies comuns e constantes *Mediana de riqueza por coleta: 31 táxons *Mediana de densidade por coleta: 51,2 ind/mL 	<ul style="list-style-type: none"> *39,8% de mudança na frequência de ocorrência das espécies *Perda de 33,6% de espécies comuns e constantes *Mediana de riqueza por coleta: 48 táxons (p<0,05) *Mediana de densidade por coleta: 18,7 ind/mL (p<0,05) 	Reservatório da UHE Baguari			

15 No compartimento 3 não foi possível mensurar nem classificar o dano.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Aquático Continental	Comunidades planctônicas	Alteração da comunidade fitoplanctônica ¹⁶	*50 com frequência comum; 63 espécies com frequência rara; 4 com frequência constante *102 espécies comuns e constantes *Mediana de riqueza por coleta: 26 táxons *Mediana de densidade por coleta: 27,6 ind./mL	*38,6% de mudança na frequência de ocorrência das espécies *Perda de 28,4% de espécies comuns e constantes *Mediana de riqueza por coleta: 36 táxons (p<0,05) *Mediana de densidade por coleta: 12,7 ind./mL (p<0,05)	Reservatório da UHE Aimorés	Gravíssimo	Estabilizado	Irreversível
			No monitoramento realizado pela UHE Risoleta Neves: riqueza máxima de espécies no Rio Piranga - 8; Rio do Carmo - 9; Rio Doce à montante da UHE - 9; Rio Doce à jusante da UHE - 10; abundância máxima (ind./m ³) no Rio Piranga - 9.990; Rio do Carmo - 9.390; Rio Doce à montante da UHE - 14.110; Rio Doce à jusante da UHE - 9.780	Redução da riqueza máxima de espécies em 50%, 56% e 60% respectivamente; Redução da abundância máxima em 82%, 93%, 98% e 82% respectivamente.	Compartmento 1	Gravíssimo	Aumento	Irreversível
Aquático Continental	Comunidades planctônicas	Alterações nas comunidades zooplanctônicas	No monitoramento realizado pela UHE Baguari: riqueza máxima entre 5 e 13 espécies; abundância máxima (ind./m ³) entre 6.000 e 36.225	Redução da riqueza máxima de espécies, em três das cinco estações, de 13% e 14%; redução da abundância máxima, em duas das cinco estações, de 16% e 68%.	Compartmento 2A	Grave	Redução	Parcialmente reversível
			No monitoramento realizado pela UHE Aimorés: riqueza máxima de espécies no rio Doce entre 13 e 25 espécies; abundância máxima (ind./m ³) entre 86.000 e 146.000.	Redução da riqueza máxima de espécies entre 21% e 56%; redução da abundância máxima entre 63% e 95%.	Compartmento 2B	Gravíssimo	Estabilizado	Irreversível
			Sem dados de linha-base no monitoramento da UHE Mascarenhas	Maiores riquezas e abundâncias quando comparado aos demais compartimentos no monitoramento do Lactec.	Compartmento 3		Dano não classificado	
			No monitoramento realizado pela UHE Risoleta Neves: riqueza máxima de espécies de 14; abundância máxima (ind./m ³) de 25.250.	Redução da riqueza máxima de espécies em 50%; redução da abundância máxima em 76%	Reservatório da UHE Risoleta Neves	Gravíssimo	Estabilizado	Irreversível
			No monitoramento realizado pela UHE Baguari: Riqueza máxima de espécies de 32; abundância máxima (ind./m ³) de 58.290.	Redução da riqueza máxima de espécies em 5%; redução da abundância máxima em 44%.	Reservatório da UHE Baguari	Grave	Redução	Parcialmente reversível

16 No reservatório da UHE Mascarenhas não foi possível mensurar nem classificar o dano.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Comunidades	Alterações nas comunidades zooplanctônicas	No monitoramento realizado pela UHE Aimorés: riqueza máxima de espécies no rio Doce de 51; abundância máxima (ind./m ³) de 296.900.	Redução da riqueza máxima de espécies em 55%; Redução da abundância máxima em 10%.	Reservatório da UHE Aimorés	Grave	Estabilizado	Parcialmente reversível	
			Sem dados de linha-base no monitoramento da UHE Mascarenhas	Abundância moderada no monitoramento do Lactec	Reservatório da UHE Mascarenhas	Dano não classificado		
			Supressão de vegetação nativa	67,39 hectares de várzea na APDL	67,39 hectares de várzea suprimidas.	Compartmento 1	Grave	Cessado
Flora aquática	Perda da biodiversidade de flora	Número de espécies existentes na APDL: 31 reófitas; 215 de macrófitas (1 espécie protegida); 289 (2 ameaçadas e 3 protegidas)	Todas essas espécies foram afetadas.	Compartmentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Cessado	Reversível	
	Perda de recursos florestais não madeireiros	Espécies com uso ou potencialidade: 111 espécies de várzea; 6 espécies reófitas e 78 espécies de macrófitas	Todas essas espécies foram afetadas.	Compartmentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Cessado	Reversível	
Transporte de sedimentos	Alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce	Valores históricos médios observados e modelados de 07/2000 a 06/2015 pré-rompimento	Valores médios observados e modelados pós rompimento em: 11/2015 a 06/2016 (ano 1); 07/2016 a 06/2017 (ano 2); 07/2017 a 06/2018 (ano 3). Compartmento 2 em 56539000 (Cachoeira do Óculos)	Compartmentos 2 e 3	Grave	Redução	Parcialmente reversível	
		Compartmento 2 em 56539000 (Cachoeira do Óculos) CSS obs: 51.817 mg/L; 427 mg/L; 128 mg/L. QSS obs: 1.640.166 ton/ano; 14.399 ton/ano; 3.842 ton/ano. CSS sim: 91 mg/L; 137 mg/L; 66 mg/L. Compartmento 3 em 569945000 (Colatina) CSS obs: 2.055 mg/L; 53 mg/L; 20 mg/L. QSS obs: 237.624 ton/ano; 2.609 ton/ano; 796 ton/ano. CSS sim: 336mg/L; 269mg/L; 71mg/L.						

Aquático Continental

17 CSS obs: Concentração de Sedimentos em Suspensão observada média no posto no período, usando os dados descritos nos capítulos anteriores do relatório.
QSS obs: Descarga Sólida em Suspensão observada média no posto no período, usando os dados descritos nos capítulos anteriores do relatório.
CSS sim: Concentração de Sedimentos em Suspensão simulada média para o local do posto, usando apenas os dados simulados nos mesmos dias em que dados observados estão disponíveis, usando os dados descritos nos capítulos anteriores do relatório.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abstração	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Aquático Continental	Transporte de sedimentos	Assoreamento do canal do rio	*Volume de rejeito: 0 cm *Taxa de variação da espessura do depósito no rio Doce Compartmento 2 em Rio Dantas (56425000): Média (desvio) taxas 05/2007 a 08/2015 antes do evento: -0,09 (+/-0,25) mm/dia Compartmento 3 em Colatina (56994500): Média (desvio) taxas 06/2007 a 08/2015 antes do evento: 0,16 (+/-0,68) mm/dia	*Volume de rejeito no compartimento 1 acima de 2 hm ³ * Acima de 2 mm/dia nos compartimentos 2 e 3	Compartmento 1	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível
		Assoreamento dos reservatórios hidrelétricos	Taxa de Assoreamento média: UHE Risoleta Neves: 0,7 hm ³ /ano Vida útil: 127 anos UHE Baguari: ~0 hm ³ /ano UHE Aimorés: 4,9 hm ³ /ano UHE Mascarenhas: 0,6 hm ³ /ano	Volume Assoreado por Rejeito: UHE Risoleta Neves: 9,9 hm ³ (18% do Volume Inicial) Vida útil: 102 anos UHE Baguari: 3,36 hm ³ (7,6% do Volume Inicial) UHE Aimorés: 3,35 hm ³ (1,8% do Volume Inicial) UHE Mascarenhas: - hm ³	Reservatório da UHE Risoleta Neves Reservatório da UHE Baguari Reservatório da UHE Aimorés	Gravíssimo Grave Pouco grave	Irreversível Redução Parcialmente reversível	
		Alteração na composição granulométrica do sedimento	Classificação granulométrica dos sedimentos	Aumento ou redução da granulometria nos sedimentos	Compartmento 1 Compartmentos 2 e 3	Grave Pouco grave	Redução	Parcialmente reversível
	Alteração da concentração de EPTs nos sedimentos ¹⁸	Limites legislados pela resolução CONAMA 454/2012 para os elementos: * Arsênio (As): 5,9 mg/kg * Cádmio (Cd): 0,6 mg/kg * Chumbo (Pb): 35 mg/kg * Cobre (Cu): 35,7 mg/kg * Cromo (Cr): 37,3 mg/kg * Mercúrio (Hg): 0,17 mg/kg * Níquel (Ni): 18 mg/kg * Zinco (Zn): 123 mg/kg Faixa de variação dos máximos históricos nos compartimentos 1, 2A e 2B, para os elementos: Bário (Ba), Cobalto (Co), Ferro (Fe) e Manganês (Mn).	* EPTs classificados como alterados entre 5 e 25% no respectivo compartimento (Pouco Grave) * EPTs classificados como alterados entre 25% e 50% no respectivo compartimento (Grave) * EPTs classificados como alterados acima de 50% no respectivo compartimento (Gravíssimo)	Compartmento 1 Compartmento 2A Compartmento 2B	Pouco grave Grave Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível	
	Qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas				Compartmento 3		Dano não classificado	

18 No Compartimento 3 não foi possível mensurar nem classificar o dano.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Aquático Continental	Qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas		3% das estações com riqueza menor/igual a 1; 15% das estações com diversidade < 1; 23% das estações com menos de 20 indivíduos por amostra.	27% das estações com riqueza menor/igual a 1; 30% das estações com diversidade < 1; 33% das estações com menos de 20 indivíduos por amostra.	Compartmento 1	Grave		
			Nenhuma das estações com riqueza menor/igual a 1; 18% das estações com diversidade < 1; 2% das estações com densidade/ número de indivíduos menor que 20.	46% das estações com riqueza menor/igual a 1; 57% das estações com diversidade < 1; 13% das estações com densidade/ número de indivíduos menor que 20; Diferença significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher).	Compartmento 2A	Gravíssimo		
		Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes no sedimento ¹⁹	11% das estações com riqueza menor/igual a 1; 23% das estações com diversidade < 1; 9% das estações com densidade menor que 20.	52% das estações com riqueza menor/igual a 1; 55% das estações com diversidade < 1; 35% das estações com densidade menor que 20; Diferença significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher).	Compartmento 2B	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível
			15% das estações com riqueza menor/igual a 1; 38% das estações com diversidade < 1; 31% das estações com menos de 20 indivíduos por amostra.	30% das estações com riqueza menor/igual a 1; 50% das estações com diversidade < 1; 30% das estações com menos de 20 indivíduos por amostra.	Reservatório da UHE Risoleta Neves	Grave		
			4% das estações com riqueza menor/igual a 1; 14% das estações com diversidade < 1; 4% das estações com densidade menor que 20.	28% das estações com riqueza menor/igual a 1; 50% das estações com diversidade < 1; 29% das estações com densidade menor que 20.	Reservatório da UHE Baguari	Gravíssimo		
		Mortandade de peixes nos corpos d'água afetados	Sem dados de linha-base.	Com base nos dados secundários obtidos por meio de pesquisa bibliográfica foi estimado que a quantidade de peixes mortos em decorrência da passagem da lama foi de 10 toneladas.	Compartmentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Cessado	Parcialmente reversível
	Ictiofauna		As informações levantadas para os Compartimentos 1, 2 e 3 da bacia do rio Doce por meio de dados primários e secundários antes do desastre indicam a ocorrência de pelo menos 137 espécies de peixes.	As riquezas registradas nas coletas realizadas em 2018 e 2019 pelo Lactec representa cerca de 50% dos valores registrados na linha de base. Também foi registrado o aumento na dominância de espécies oportunistas, o que foi verificado pela análise de curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC).	Compartmentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Cessado	Parcialmente reversível
		Simplificação da estrutura trófica da ictiofauna	Presença de várias guildas tróficas, predomínio de invertívoros bentônicos	Diminuição na riqueza de espécies invertívoras bentônicas, zoobentívoras e zooplânctívoras	Compartmentos 1, 2 e 3	Grave	Redução	Parcialmente reversível

19 No reservatório das UHEs Aimorés e Mascarenhas não foi possível mensurar nem classificar o dano.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Aquático Continental	Ictiofauna	Aumento da riqueza e abundância de peixes introduzidos (exóticos)	Número de espécies invasoras registradas na linha de base era 10.	Nos levantamentos realizados pelo Lactec foram registradas 19 espécies de peixes "introduzidas" (não-nativas).	Compartimentos 1, 2 e 3	Grave	Redução	Parcialmente reversível
		Redução da diversidade genética da ictiofauna	Sem dados de linha-base.	Identificação por meio de análises que houve redução na diversidade genéticas das espécies selecionadas.	Compartimentos 1, 2 e 3	Grave	Redução	Parcialmente reversível
	Ictiofauna	Alteração da dinâmica populacional da ictiofauna	Sem dados de linha-base.	Modelagem de dinâmica populacional - simulações indicam perda de biodiversidade da ictiofauna. Modelagem de pesca e nicho indicam redução a abundância e perda de adequabilidade ambiental	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível
		Alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna ²⁰	Não há indicador para todos os marcadores, apenas para histopatologia.	Comparações entre CN, CP e DA - alterações de saúde principalmente no ponto DA, mesmo quando comparado ao CP, especialmente na estação chuvosa.	Compartimentos 1, 2 e 3		Dano não classificado	
Zona Costeira e Marinha	Água	Aumento na bioacumulação ²¹	Há estudos pretéritos apenas para o médio rio Doce e para um único ponto. Além disso, não há estudos pretéritos para todos os elementos que avaliamos.	Comparações entre CN, CP e DA e também com estudos pretéritos existentes para o compart. 2 (médio RD) - identificado aumento nas concentrações dos diferentes metais, especialmente nos pontos DA dos diferentes compartimentos, mesmo quando comparado com CP. Nossos achados demonstram que peixes de fundo acumularam mais metais. Este achado foi corroborado pelos estudos pretéritos. Houve aumento de 2 vezes para Cr, 38 vezes para Cu, 25 vezes para Fe e de 10 vezes para Mn e Zn em relação aos estudos pretéritos. Outros estudos pós-desastre também confirmam nossos achados sobre a influência do desastre no aumento da concentração de EPTs em peixes.	Compartimentos 1, 2 e 3		Dano não classificado	
		Redução das concentrações de oxigênio dissolvido	Classe 1 Resolução CONAMA Nº 357/2005 Águas Salobras - Oxigênio dissolvido: 5,0 mg/L Classe 2 Resolução CONAMA Nº 357/2005 Águas Salobras - Oxigênio dissolvido: 4,0 mg/L Limite legislado - Oxigênio dissolvido: 5,0 mg/L Mínimos históricos na região marinha adjacente à foz do rio Doce - Oxigênio dissolvido: 4,1 mg/L	Classificação dos dados de OD predominante no período de 21 de novembro/2015 a março/2016 Pouco Grave: 82,6% Classificação mais grave dos dados de OD predominante em um dos meses entre novembro/2015 a março/2016 Grave: 50,5 a 88,2%	Compartimento 4 Compartimento 5	Pouco grave Grave	Cessado Reversível	

20 Resultados apresentados para apenas duas coletas, por isso, não puderam ser classificados

21 Resultados apresentados para apenas duas coletas, por isso, não puderam ser classificados

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Zona Costeira e Marinha	Água	Aumento das concentrações de sólidos na água	Terceiro quartil dos dados de turbidez para o estuário do rio Doce - Turbidez: 69 UNT Máximos históricos no estuário do rio Doce - Turbidez: 480 UNT	Faixa de variação do percentual de valores superiores ao terceiro quartil e aos máximos históricos em um dos meses entre novembro/2015 a março/2016 Turbidez: 66,7%	Compartmento 4	Gravíssimo		
			Referências bibliográficas de valores capazes de influenciar a fotossíntese e alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade - Turbidez: 30 UNT Máximos históricos na região marinha adjacente à foz do rio Doce - Turbidez: 89 UNT	Faixa de variação do percentual de valores superiores à referência bibliográfica e aos máximos históricos em um dos meses entre novembro/2015 a março/2016 Turbidez: 42,3%	Compartmento 5-A	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível
Zona Costeira e Marinha	Água	Limite legislado: Alumínio dissolvido: 0,1 mg/L Ferro dissolvido: 0,3 mg/L Máximos históricos na região marinha adjacente à foz do rio Doce: Alumínio dissolvido: 0,177 mg/L Ferro dissolvido: 0,202 mg/L		Classificação mais grave dos dados de turbidez predominante em um dos meses entre novembro/2015 a março/2016 Pouco Grave: 50 a 100%	Compartmentos 5-B a 5-E	Pouco Grave		
				Faixa de variação do percentual de valores superiores ao limite legislado e aos máximos históricos em um dos meses entre novembro/2015 a março/2016 Alumínio dissolvido 100% Ferro dissolvido 88,9%	Compartmento 4	Gravíssimo		
Zona Costeira e Marinha	Comunidades planctônicas	Aumento da concentração de EPTs na água	Limite legislado: Ferro dissolvido: 0,3 mg/L Manganês total: 0,1 mg/L Máximos históricos na região marinha adjacente à foz do rio Doce: Ferro dissolvido: 0,363 mg/L Manganês total: 0,077 mg/L	Classificação mais grave dos dados em um dos meses entre novembro/2015 a março/2016 Ferro dissolvido 75,8 a 100% mg/L Manganês total 80 a 100%	Compartmento 5	Pouco grave	Redução	Parcialmente reversível
			Sem dados de linha-base para o estuário do rio Doce e lagoa Monsarás. Estuário do rio Piraquê-Açu: densidade 35 a 1.883 ind/mL, clorofila-a 0 a 12,7 µg/L, diversidade máxima 3,8 bits/ind	Estuário do rio Doce: densidade média 435 ind/mL, clorofila-a média 1,7 µg/L, riqueza média 25 táxons/estação Lagoa Monsarás: densidade média 977 ind/mL, densidade média de cianobactérias 3.487 cé/mL, riqueza média 25 táxons/estação Estuário do rio Piraquê-Açu: densidade 56 a 770 ind/mL, clorofila-a 1 a 2,2 µg/L, diversidade máxima 2,1 bits/ind	Compartmentos 4 e 5			Dano não classificado
Comunidades planctônicas	Comunidades planctônicas	Densidade média na superfície: 35x10 ³ ind/L Concentração média de clorofila-a na superfície e no fundo: 0,8 µg/L	Densidade média na superfície: 594x10 ³ ind/L logo após o desastre Clorofila-a média na superfície: 1 µg/L e no fundo: 1,7 µg/L, logo após o desastre					

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Zona Costeira e Marinha	Comunidades planctônicas	Alteração na densidade e na composição de espécies do zooplâncton ²²	24 espécies representativas de Copepoda; Densidade média do zooplâncton: 7.777 org./m ³	08 das 24 espécies ocorreram em P1; 09 das 24 espécies ocorreram em P2 e 06 das 24 espécies ocorreram em P1 e em P2; Densidade do zooplâncton = pico de 222.959 org.m ⁻³ logo após o desastre; densidade média de 7.096 org.m ⁻³ em P1 e 6.219 org.m ⁻³ em P2.	Compartimento 5	Dano não classificado		
		Aumento na concentração de EPTs no zooplâncton marinho ²³	Sem dados de linha-base.	Estudos secundários apontam aumento nas concentrações de Fe, e redução nas concentrações de As, Cd, Cr, Mn, Cu e Pb em abril quando comparados a janeiro/fevereiro de 2016.	Compartimento 5	Dano não classificado		
	Transporte de sedimentos	Incremento na deposição de sedimentos	Deposição natural estimada por modelagem computacional.	Aumento de até 42 vezes a deposição natural em função do desastre, também estimada por modelagem computacional.	Compartimento 5	Gravíssimo	Redução	irreversível
Qualidade dos sedimentos e bentônicas	Alteração das características granulométricas do sedimento superficial	Média do percentual de finos (silte + argila) nos sedimentos do estuário do rio Doce: 16,5%	Aumento no percentual de finos (silte + argila) nos sedimentos do estuário do rio Doce entre novembro/2015 a março/2016 Percentual de finos: 28,3%	Compartimento 4	Grave	Redução	Parcialmente reversível	
		Variado percentual de finos (silte + argila) nos sedimentos dos compartimentos da região marinha	Aumento no percentual de finos (silte + argila) nos sedimentos dos compartimentos da região marinha entre novembro/2015 a março/2016	Compartimento 5	Dano não classificado			

22 Grande grupo Copepoda como representativo pois faz parte dos organismos mais abundantes do planeta, os crustáceos, e com grande importância ecológica nos sistemas aquáticos. Nos trabalhos pesquisados Copepoda foi o grupo com maior densidade e riqueza de espécies. As espécies representativas de Copepoda foram aquelas classificadas como "muito frequente" (espécies que ocorreram em todos ou quase todos os pontos amostrais de cada trabalho pesquisado, ou seja, ocorreram em mais de 70% dos pontos de coleta) e/ou "abundante" (com alta densidade em cada trabalho pesquisado, considerando os valores de densidade registrados por trabalho).

23 Nos trabalhos pesquisados sobre o tema após o desastre, não houve apontamento das concentrações de metais ao longo do texto, somente gráficos, tornando imprecisa a definição de concentrações.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Zona Costeira e Marinha	Qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	Aumento da concentração de EPTs no sedimento	<p>Padrão de referência: Manganes - 260 mg/kg Máximos históricos no estuário do rio Doce: Manganes - 260 mg/kg</p>	<p>Pelo menos 1/3 dos dados superiores ao padrão de referência e aos máximos históricos no período entre novembro/2015 a março/2016 Manganes: 43,3%</p>	Compartimento 4	Gravíssimo		
			<p>Padrão de referência: Alumínio - 18.000 mg/kg Máximos históricos na região marinha adjacente à foz do rio Doce: Alumínio - 62.804,4 mg/kg</p>	<p>Pelo menos 1/3 dos dados superiores ao padrão de referência e aos máximos históricos no período entre novembro/2015 a março/2016 Alumínio: 45,5 a 53,3%</p>	Compartimento 5-B1, 5-B2 e 5-C	Grave	Redução	Parcialmente reversível
			<p>Padrão de referência: Alumínio - 62.804,4 mg/kg</p>	<p>Pelo menos 1/3 dos dados superiores ao padrão de referência e aos máximos históricos no período entre novembro/2015 a março/2016 Alumínio: 0 a 32,8%</p>	Compartimento 5-A, 5-D e 5-E	Pouco Grave		
Zona Costeira e Marinha	Qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	Alteração na estrutura das comunidades benthicas de fundos inconsolidados	<p>AMBIENTE MARINHO - DEZEMBRO/10 Densidades totais (m²): 6964,50 ± 148,10,25; Número de Taxa: 19,50 ± 1,77; Índice de Diversidade H': 3,28 ± 0,15; Densidade Mollusca (m²): 248,25 ± 103,50; Densidade de Polychaeta (m²): 5081,25 ± 1638,75; Densidade de Crustacea (m²): 1306,50 ± 537,75; Densidade Outros (m²): 389,25 ± 113,25</p>	<p>AMBIENTE MARINHO - FEVEREIRO/19 Densidades totais (m²): 329,83 ± 37,83; (4% do valor inicial); Número de Taxa: 4,24 ± 0,36 (22% do valor inicial); Índice de Diversidade H': 1,66 ± 0,13 (50% do valor inicial); Densidade Mollusca (m²): 55,43 ± 12,32 (22% do valor inicial); Densidade de Polychaeta (m²): 110,41 ± 18,48 (2% do valor inicial); Densidade de Crustacea (m²): 66,42 ± 14,52 (5% do valor inicial); Densidade Outros (m²): 60,70 ± 14,08 (15% do valor inicial)</p>				
			<p>ESTUÁRIOS - NOVEMBRO/15 Densidades totais (m²): 3490,00 ± 1631,00; Número de taxa: 19; Índice de Diversidade H': 1,40 ± 0,25; Densidade Mollusca (%): 0,86; Densidade de Polychaeta (%): 73,49; Densidade de Crustacea (%): 0,22; Densidade Outros (%): 0,65;</p>	<p>ESTUÁRIOS - FEVEREIRO/19 Densidades totais (m²): 65,99 ± 31,11 (2% do valor inicial); Número de Taxa: 4 (21% do valor inicial); Índice de Diversidade H': 0,12 ± 0,28 (9% do valor inicial); Densidade Mollusca (%): 28,58 (aumento do valor inicial); Densidade de Polychaeta (%): 39% do valor inicial); Densidade de Crustacea (%): 0 (0% do valor inicial); Densidade Outros (%): 0 (0% do valor inicial)</p>	Compartimentos 4 e 5	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível
			<p>PRAIAS Densidades (m²): 5509,54 ± 604; Número de taxa: 25; Índice de Diversidade H': 2</p>	<p>PRAIAS - FEVEREIRO/19 Densidades (m²): 8885,35; Número de Taxa: 3 (12% do valor inicial); Índice de Diversidade H': 0,18 (9% do valor inicial).</p>				
Zona Costeira e Marinha	Qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	Alterações na condição de saúde e contaminação por EPTs em invertebrados benthicos de fundos inconsolidados	<p>MANGUEZAIS Densidades: M1= 5819 ± 1474 ind.m² chuv.; M2= 1590 ± 160 ind. m² chuv.</p>	<p>MANGUEZAIS Densidades: BS4= 1129,9 ind.m² chuv.; BS5= 1129,9 ind.m² chuv.(71% do valor inicial).</p>				
			<p>Sem dados de linha-base.</p>	<p>Estudo secundários apontam contaminação em camarões no ambiente marinho; contaminação de camarões e caranguejos no estuário; contaminação de poliquetas, isópodos, anfípodos e caranguejos nas praias; e contaminação de crustáceos de manguezais: <i>Ucides cordatus</i> (caranguejo-uçá) e <i>Cardissoma guanhumi</i> (guanhamu).</p>	Compartimentos 4 e 5	Dano não classificado		

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Zona Costeira e Marinha	Ictiofauna	Redução da riqueza e diversidade da Ictiofauna	Dados secundários para o ambiente marinho indicam a ocorrência de pelo menos 104 espécies de peixes.	O número de espécies e de grupos funcionais registrados para o ambiente costeiro amostrado na foz do rio Doce apresentou uma redução significativa de valores. Os valores encontrados nos levantamentos realizados pelo Lactec representa 59,5% dos registrados na linha base. Também foi registrado o aumento na dominância de espécies oportunistas, o que foi verificado pela análise de curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC).	Compartimento 4	Grave	Redução	Parcialmente reversível
			Dados secundários para o ambiente estuarino do rio Doce indicam a ocorrência de pelo menos 45 espécies de peixes.	O número de espécies e de grupos funcionais registrados para o ambiente estuarino amostrado apresentou uma redução significativa de valores. Os valores encontrados nos levantamentos realizados pelo Lactec representa 87,1% dos registrados na linha base. Concomitante à diminuição da riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies, também foi registrado o aumento na dominância de espécies oportunistas, o que é geralmente considerado como indicativo de estresse ambiental. Também foi registrado o aumento na dominância de espécies oportunistas, o que foi verificado pela análise de curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC).	Compartimento 5	Gravíssimo		
		Simplificação da estrutura trófica da ictiofauna	Presença de várias guildas tróficas, predomínio de zoobentívoros; razão semelhante entre ictiófagos e zooplancctívoros	Ambiente costeiro: diminuição de zoobentívoros, queda na razão entre ictiófagos e zooplancctívoros Estuário: menor abundância de onívoros e herbívoros, queda na razão entre ictiófagos e zooplancctívoros	Compartimentos 4 e 5	Grave	Redução	Parcialmente reversível
		Diminuição das populações de espécies de peixes costeiros de interesse comercial	Proporção de espécies de interesse para pesca (41,4%)	Diminuição na proporção de espécies de interesse para pesca (38,2%)	Compartimento 5	Grave	Redução	Parcialmente reversível
		Alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna	Não há indicador para as áreas contempladas, exceto para a foz (estudos FAURG, apenas) para o marcador de peroxidação lipídica.	Comparações entre pontos próximos (5km) e distantes (25km) da costa e entre a foz do Doce com a foz do Piraquê-Açú, no caso do estuário - alterações de saúde tanto nos peixes do mar quanto do estuário, demonstrado por diferentes marcadores e, corroborado pelos dados da FAURG no caso do marcador de peroxidação lipídica.	Compartimentos 4 e 5			Dano não classificado

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Zona Costeira e Marinha	Ictofauna	Aumento na bioacumulação	Não há indicador exatamente para os mesmos pontos, mas, o estudo da FAURG foi realizado em pontos do mar e na foz dias antes da chegada da lama. Além disso, não há estudos pretéritos para todos os elementos que avaliamos.	Comparações entre pontos próximos (5km) e distantes (25km) da costa e entre a foz do Doce com a foz do Piraquê-Açú, no caso do estuário - houve aumento nas concentrações de EPTs (especialmente As) tanto no estuário quanto no mar. Nossos resultados demonstram que os peixes da localidade da foz e adjacência estão mais contaminados que os coletados na baía de Vitória. Novamente os espécimes de fundo apresentaram maior contaminação. Os incrementos em relação aos dados pretéritos foram de: 1000 vezes para Cd, 5566 vezes para Cr, 534 vezes para Cu, 3074 vezes para Fe, 1102 vezes para Mn e 300 vezes para Pb. Nossos achados também são corroborados por estudos pós-desastre.	Compartimentos 4 e 5	Dano não classificado		
			Degradação da qualidade dos habitats marinhos	Perda de adequabilidade ambiental para os dois indicadores: <i>C. mydas</i> (tartaruga-verde), para uma área total de 29.731 km ² , sendo 22% dessa área com perda severa (acima de 40% de perda); <i>S. guianensis</i> (boto-cinza), para uma área total de 18.973 km ² , sendo 12% dessa área com perda severa (acima de 40% de perda).	Compartimento 5	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível
Áreas naturais protegidas	Danos em Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas ²⁴	Soterramento de bem arqueológico ²⁵	Área total utilizada na modelagem de biodiversidade, em que as características do ambiente eram adequadas à ocorrência de quelônios e mamíferos marinhos, utilizando dois indicadores: <i>Chelonia mydas</i> (tartaruga-verde) - 44.085 km ² , e <i>Sotalia guianensis</i> (boto-cinza) - 35.363 km ² .	Perda de adequabilidade ambiental para os dois indicadores: <i>C. mydas</i> (tartaruga-verde), para uma área total de 29.731 km ² , sendo 22% dessa área com perda severa (acima de 40% de perda); <i>S. guianensis</i> (boto-cinza), para uma área total de 18.973 km ² , sendo 12% dessa área com perda severa (acima de 40% de perda).	Compartimento 5	Pouco grave	Estabilizado	Reversível
			Na região afetada 579 bens arqueológicos foram avaliados. Destes, 55 bens sofreram danos	Destes, 21 bens tiveram soterramento	Compartimentos 1	Gravíssimo	Cessado	Irreversível
			Perturbação de camadas sedimentares associadas ao bem arqueológico ²⁶	Destes, 44 bens tiveram perturbação de camadas sedimentares	Compartimentos 1, 2, 3 e 5	Gravíssimo	Cessado	Irreversível
Patrimônio Cultural	Arqueológico	Modificação da paisagem de implantação de bem arqueológico	Na região afetada 579 bens arqueológicos foram avaliados. Destes, 55 bens sofreram danos	Destes, 46 tiveram modificação da paisagem de implantação	Compartimentos 1, 2, 3 e 5	Gravíssimo	Aumento	Irreversível
			Aceleração da degradação de vestígios arqueológicos	Destes, 34 bens tiveram aceleração da degradação de vestígios arqueológicos	Compartimentos 1, 2, 3 e 5	Gravíssimo	Aumento	Irreversível

24 Aqui é apresentada a classificação para a maioria das áreas naturais protegidas. Para classificação individual ver Capítulo 6 do TOMO IV - Zona Costeira e Marinha.

25 Classificação dos danos ao patrimônio cultural é baseada no maior quantitativo de bens. Para classificação individual ver TOMO V - Patrimônio Cultural.

26 Para o patrimônio cultural o compartimento 3 abrange também o estuário, ou compartimento 4.

Ambiente	Área temática	Dano	Indicador na Linha-Base	Indicador no Pós-desastre	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Patrimônio Cultural	Material	Comprometimento das estruturas de bens culturais materiais ²⁷	Na região afetada 3.645 bens materiais foram avaliados. Destes, 171 bens sofreram danos	Destes, 145 bens tiveram comprometimento de estruturas	Compartimentos 1 e 3	Pouco grave	Aumento	Reversível
		Desencadeamento de processos físico-químicos que acelerem a degradação dos bens culturais materiais	Na região afetada 3.645 bens materiais foram avaliados. Destes, 171 bens sofreram danos	Destes, 26 bens tiveram desencadeamento de processos físico-químicos	Compartimento 1	Pouco grave	Cessado	Reversível
		Modificação da paisagem ou contexto de implantação de bens culturais materiais	Na região afetada 3.645 bens materiais foram avaliados. Destes, 171 bens sofreram danos	Destes, 171 bens tiveram modificação da paisagem ou contexto	Compartimentos 1 e 3	Grave	Aumento	Parcialmente reversível
		Alteração de partes ou setores de rotas e caminhos históricos e/ou tradicionais	Na região afetada 3.645 bens materiais foram avaliados. Destes, 171 bens sofreram danos	Destes, 132 bens tiveram alteração de partes ou setores de rotas e caminhos	Compartimento 1	Grave	Aumento	Parcialmente reversível
		Interrupção ou cessão do acesso e/ou uso dos bens culturais materiais	Na região afetada 3.645 bens materiais foram avaliados. Destes, 171 bens sofreram danos	Destes, 79 bens tiveram interrupção ou cessão de acesso e/ou uso	Compartimentos 1 e 3	Gravíssimo	Aumento	Irreversível
	Imaterial	Alteração de práticas culturais	Na região afetada 911 bens imateriais foram avaliados. Destes, 59 bens sofreram danos	Destes, 35 bens tiveram alteração de práticas culturais	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível
		Alteração da rede de relações comunitárias ²⁸	Na região afetada 911 bens imateriais foram avaliados. Destes, 59 bens sofreram danos	Destes, 36 bens tiveram alteração de rede de relações comunitárias	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Aumento	Parcialmente reversível
		Sofrimento social	Na região afetada 911 bens imateriais foram avaliados. Destes, 59 bens sofreram danos	Destes, 09 bens tiveram sofrimento social	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Aumento	Irreversível
		Alteração de espaços relacionados às práticas culturais	Na região afetada 911 bens imateriais foram avaliados. Destes, 59 bens sofreram danos	Destes, 31 bens tiveram alteração de espaços relacionados às práticas culturais	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível
		Alteração de espaços de referência de memória ²⁹	Na região afetada 911 bens imateriais foram avaliados. Destes, 59 bens sofreram danos	Destes, 14 bens tiveram alteração de espaços de referência de memória	Compartimentos 1, 2 e 3	Gravíssimo	Aumento	Irreversível
	Alteração no acesso a matérias-primas e implementos associados necessários à produção dos bens culturais	Na região afetada 911 bens imateriais foram avaliados. Destes, 59 bens sofreram danos	Destes, 04 bens tiveram alteração no acesso a matérias-primas e implementos associados necessários à produção de bens culturais	Compartimentos 1 e 3	Grave	Redução	Parcialmente reversível	
	Alteração na circulação de práticas e bens culturais	Na região afetada 911 bens imateriais foram avaliados. Destes, 59 bens sofreram danos	Destes, 07 bens tiveram alteração na circulação de práticas e bens culturais	Compartimentos 1 e 3	Grave	Aumento	Parcialmente reversível	

27 Foram avaliados 171 bens, dentre os quais 71 bens materiais móveis. Destes, 60 correspondem a uma amostra dos 643 bens móveis afetados que se encontram na Reserva Técnica da Fundação Renova. Dessa forma, o número de bens móveis afetados na Reserva é de 643 bens.

28 Classificação dada como "Grave e Gravíssimo" para bem Rio Doce foi contabilizado como Gravíssimo na matriz de danos

29 Classificação dada como "Grave e Gravíssimo" para bem Rio Doce foi contabilizado como Gravíssimo na matriz de danos

10 CONCLUSÕES

Esse diagnóstico, realizado com dois anos de estudos, sendo um ano de coletas em campo, apresentou os danos socioambientais advindos do desastre do rompimento da barragem de Fundão. Apesar de alguns danos ainda carecerem de mais estudos para aprofundar a análise dos resultados, os aqui apresentados fornecem um quadro conclusivo e consolidado do efeito drástico que o desastre teve e ainda tem sobre o meio ambiente e o patrimônio cultural.

De modo a otimizar as principais conclusões, aqui estão apresentadas as respostas para as perguntas que nortearam o desenvolvimento desse diagnóstico:

- Qual a extensão espacial afetada?

Os rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão, juntamente com detritos arrastados ao longo do percurso da onda de lama, atingiram mais de 670 km de corpos d'água, como córregos, rios e lagoas. Além dos corpos d'água, os rejeitos atingiram uma área de, aproximadamente, 1.678 hectares, no trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, anteriormente coberta por vegetação nativa, pastagem e outros usos do solo.

No mar, a extensão aproximada da pluma de rejeitos, em diferentes concentrações, junto a costa, foi de 93 km para norte (até o município de São Mateus – ES) e 325 km para o sul (até o município de Campos dos Goytacazes – RJ), com uma largura (avanço para o mar) variável entre 12 e 23 km.

Ressalta-se que os danos provocados pelo desastre não se limitam à região por onde o rejeito passou e/ou se depositou. Um exemplo é o patrimônio cultural, sobre o qual os efeitos do desastre foram analisados levando em consideração os municípios adjacentes à calha dos rios afetados, abrangendo 36 municípios no estado de Minas Gerais e 07 municípios no estado do Espírito Santo, além da área costeira adjacente à foz do rio Doce.

- Quais foram os ambientes afetados?

Considerando o trajeto percorrido pelos rejeitos, foram considerados três ambientes principais afetados pelo desastre, os quais foram alvo de levantamento de danos para o diagnóstico. O primeiro foi denominado “Ambientes Aquáticos Continentais”, que abrange rios, lagos, lagoas, reservatórios e zona bêntica. O segundo ambiente foi denominado “Zona Costeira e Marinha”, englobando estuários, praias e manguezais, o ambiente marinho, na porção oceânica adjacente à foz do rio Doce, e o banco de Abrolhos. O terceiro ambiente foi denominado “Ambiente Terrestre e Atmosfera”, e abrangeu a superfície e o subsolo da estrutura física adjacente às planícies de inundação dos corpos d'água atingidos, incluindo a flora e a fauna. A atmosfera pode ser considerada como um quarto ambiente, mas foi agregada ao ambiente terrestre nesse diagnóstico.

O patrimônio cultural foi tratado como um campo único, com a identificação de danos em todos os ambientes, sem divisão. Abrangeu os campos de bens arqueológicos, bens culturais materiais e bens culturais imateriais.

- Como os ambientes foram afetados?

Na tarde de 5 de novembro de 2015, a barragem de Fundão se rompeu, liberando imediatamente 33 milhões de m³ de rejeitos ao ambiente. A onda de rejeitos galgou a barragem de Santarém atingindo inicialmente o córrego Santarém, onde passou por 7,5 km até alcançar o Rio Gualaxo do Norte. Neste, percorreu cerca de 68,4 km até chegar ao rio do Carmo, já no município de Barra Longa. Nesse trajeto, a onda de rejeitos atingiu várias localidades, com destaque para Bento Rodrigues, Paracatu de Baixo e Gesteira, causando a morte de 19 pessoas, deixando várias famílias desabrigadas e devastando as margens dos corpos d'água. Após chegar ao rio do Carmo, a onda de rejeitos atingiu a sede urbana de Barra Longa, percorrendo 24,9 km até o encontro com o rio Piranga, onde se forma o rio Doce, na divisa entre os municípios de Ponte Nova, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado.

Já no rio Doce, a onda de lama chegou à UHE Risoleta Neves, onde parte do rejeito e demais detritos carreados ficaram retidos em seu reservatório. O rejeito, em sua fração mais fina, então, seguiu o curso do rio Doce, atravessando 573,1 km, 31 municípios e outras 2 hidrelétricas em Minas Gerais até chegar ao estado do Espírito Santo. Neste, atingiu a UHE Mascarenhas e 4 municípios até chegar à foz do rio Doce, em Regência, já em 21 de novembro de 2015.

A força e o volume da onda de rejeitos fizeram com que ela alcançasse uma altura média de 9 m, em relação ao nível d'água nos rios atingidos até a UHE Risoleta Neves. A altura máxima, próxima a 20 m, foi verificada na região de Bento Rodrigues. Esta força da lama de rejeitos causou erosão nas margens dos rios, revolvimento/remobilização e carreamento dos sedimentos devido à alta velocidade do fluxo sendo, deste modo, responsável pela ressuspensão de elementos potencialmente tóxicos e de outros contaminantes já presentes nos sedimentos e solo dos cursos d'água e áreas afetadas. Isso resultou em uma mistura complexa de contaminantes que, com a força do deslocamento, foi sendo transportada ao longo de toda a extensão dos rios afetados e contaminando outros pontos a jusante dos focos de poluição. Após o rompimento da barragem, o rejeito continuou vazando da cava de Fundão, influenciado pelo período chuvoso, incrementando o volume extravasado em, aproximadamente, mais 11 milhões de m³. Aliado a isso, em janeiro de 2016, houve um aumento de vazão no rio Doce, devido ao período chuvoso, o que gerou uma onda de cheia que alcançou áreas que não haviam sido atingidas pela onda de rejeitos. Considerando que nesse período ainda havia rejeito disponível para ser transportado, essas áreas também foram consideradas afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão.

Além desses eventos, a permanência dos rejeitos nesses ambientes e conseqüente transporte e remobilização desencadearam danos às áreas afetadas em virtude de interações físicas, químicas e/ou biológicas decorrentes.

- Como a água, ar, solo, flora, fauna e o patrimônio cultural foram afetados?

O diagnóstico dos danos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão permitiu afirmar que os ambientes foram alterados profundamente, especialmente no momento imediatamente após o desastre. O trecho que sofreu danos mais intensos e agudos foi aquele localizado entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves. Nesse trecho, a

onda de lama passou com tamanha força e volume que acabou por destruir e descaracterizar tudo o que havia pela frente, dentro e fora da calha do rio. Organismos da flora e da fauna morreram pela força mecânica, pelo soterramento ou por asfixia. Houve supressão de uma parte importante da vegetação, fato que potencializou outros efeitos do desastre nesses ambientes, como alterações no solo e nos animais que viviam e dependiam das áreas vegetadas. Esse fato resultou, juntamente com a contaminação por elementos potencialmente tóxicos, na diminuição acentuada da qualidade dos habitats. As alterações ambientais geraram danos aos ecossistemas, tanto naturais quanto modificados e, em consequência, nas funções ecológicas e nos benefícios providos por eles aos seres humanos.

Os danos ao ar foram majoritariamente associados à ressuspensão de material particulado advindo do rejeito depositado. Nas áreas atingidas, o material depositado, exposto e sujeito à ação do vento, liberou partículas para ressuspensão, principalmente na estação seca, devido ao baixo teor de umidade e em áreas sem cobertura vegetal. Além disso, pode-se perceber a sua ressuspensão ao ar em decorrência das atividades de recuperação de residências e estabelecimentos comerciais, limpeza das vias urbanas, atividades de contenção e remoção do rejeito.

Nos rios, o efeito imediato do desastre foi na alteração da qualidade das águas, além da mortandade de toneladas de peixes e, provavelmente, de outros organismos ali presentes. Assim como para o ambiente terrestre, o comprometimento da qualidade ambiental prejudicou e continua a prejudicar os organismos que sobreviveram, ou as novas gerações que estão novamente ocupando as áreas afetadas. O que vem ocorrendo é uma recolonização dos ambientes por organismos que suportam as condições atuais, em grande parte, aquelas mais resistentes e típicas de ambientes degradados, incluindo espécies exóticas e invasoras. A alteração da qualidade das águas e dos sedimentos promoveu a disponibilização de elementos potencialmente tóxicos no ambiente aquático, sendo absorvidos pelos organismos da flora e da fauna. O mesmo ocorreu no ambiente costeiro e marinho, onde se observaram danos crônicos e a degradação da qualidade dos habitats, inclusive para espécies ameaçadas de extinção. Nos ecossistemas aquáticos, tanto de água doce quanto marinhos, as condições físico-químicas da água e do sedimento apresentaram uma tendência de retornar aos valores anteriores ao desastre, porém, a resposta em grande parte dos organismos é oposta. Devido à condição que os organismos apresentam de acumular elementos potencialmente tóxicos, e passá-los aos níveis superiores da cadeia alimentar, a tendência é que esse dano ligado à contaminação dos organismos piore com o tempo.

O uso da água doce foi comprometido, sendo que o abastecimento das comunidades foi interrompido em vários locais em toda a extensão do rio Doce, em alguns dos quais o abastecimento ainda não foi retomado.

No âmbito do patrimônio cultural, os bens arqueológicos foram os mais afetados pelos efeitos mecânicos do desastre da Samarco, uma vez que foram soterrados. Além disso, houve perturbação de camadas sedimentares associadas a esses bens. No subcampo dos bens materiais houve tanto a influência da onda de rejeitos quanto das ações emergenciais/repa-

ratórias, essas últimas relacionadas, sobretudo, à pressão acarretada aos bens edificados, móveis e paisagísticos por conta da circulação de maquinários em localidades com a presença desses bens, bem como aos problemas evidenciados na condução das atividades na Reserva Técnica da Fundação Renova. As referidas ações emergenciais/reparatórias também são significativas no subcampo do patrimônio imaterial, pois resultaram em tensões e disputas nas comunidades, assim como em dúvidas quanto ao que será do futuro, gerando insegurança e sofrimento social, bem como prejudicando a continuidade de diversas práticas culturais. O “medo da água”, recorrente nos relatos coletados, tem afetado de forma muito sensível diferentes práticas culturais.

- Por quanto tempo os danos continuarão ocorrendo?

Há que se considerar que um desastre ambiental não é um evento único, mas um processo que se desenrola ao longo do tempo e se propaga no espaço geográfico. Desta forma, ressalta-se que grande parte dos danos socioambientais e seus efeitos aqui relatados ainda continuam a ocorrer, sendo que parte deles apresenta tendência de piora, podendo se agravar ainda mais.

O desastre, seus efeitos e extensão, não têm precedentes, e dessa forma não se pode fazer uma estimativa concreta do tempo em que os danos ainda ocorrerão. Existem ainda danos, que apesar de considerados cessados ou com tendência de redução, são irreversíveis, ou seja, seus efeitos foram considerados permanentes. Por isso a importância do monitoramento contínuo das áreas afetadas.

Os danos ao patrimônio cultural, que compõe modos de vida e práticas, acarretaram a alteração ou destruição de cursos de vida, o que demonstra a necessidade de um olhar amplo e integrado para o processo do desastre, ocasionado pelo rompimento da Barragem de Fundão, ainda em continuidade.

- O rejeito é um potencial contaminante nos ambientes afetados?

Rejeitos de mineração são particularmente preocupantes, especialmente devido à presença de elementos potencialmente tóxicos em sua composição. Considerando a massa específica média do material, estima-se que tenham sido liberados aproximadamente 86 milhões de toneladas de rejeito de mineração, o que, em termos de carga, representou um aporte elementar variável de 11 toneladas de mercúrio a 9 milhões de toneladas de ferro ao longo da área afetada.

A caracterização do rejeito da Samarco constatou a ocorrência de uma série de elementos potencialmente tóxicos, dentre os quais: ferro, alumínio e manganês em concentrações maiores; arsênio, cromo, cobre, chumbo, zinco, níquel, bário e cobalto, em concentrações menores; além de traços de cádmio, mercúrio, prata, antimônio, selênio e estanho. Assim, e devido ao aporte destes em função do desastre, é importante ressaltar a sua relevância quanto aos danos que podem causar, uma vez que dentre estes, arsênio, chumbo, bário, cromo, cádmio e níquel possuem toxicidade reconhecida. Porém, mesmo os elementos ferro, manganês, zinco e selênio, que são considerados essenciais para a manutenção dos organismos, podem apresentar toxicidade a partir de uma determinada concentração.

Além dos elementos potencialmente tóxicos, foi constatada, em algumas amostras nas barragens do Complexo de Germano, a ocorrência de fenóis e fenóis clorados. Os compostos fenólicos têm sido classificados como poluentes perigosos devido a sua alta toxicidade e persistência no ambiente, sendo considerados poluentes prioritários e listados como substâncias perigosas e nocivas.

- Como o rejeito interage no meio?

Uma vez disponibilizado nos ambientes naturais, o rejeito substituiu os solos de várzea, denominando-se Tecnossolo. Com características diferentes dos solos naturais, apresenta maior propensão à erosão. Aliado a isso, possui capacidade de ressuspensão, principalmente na estação seca, alterando a qualidade do ar. Na água, além de elevada turbidez na estação chuvosa, possui capacidade de disponibilização de elementos potencialmente tóxicos, afetando diretamente a vida aquática submetida a essa nova condição.

- Os ambientes/recursos afetados poderão retornar à condição pré-desastre?

Considerando a abrangência dos efeitos da onda de rejeitos e a complexidade de ecossistemas atingidos não é possível afirmar que o meio ambiente retornará às condições existentes antes do desastre. Os ambientes afetados são resilientes e com os resultados obtidos, até o momento, entende-se que eles alcançarão um novo estado de equilíbrio. Porém esse novo estado abrangerá a existência de rejeitos de mineração onde antes não havia, logo dificilmente esses ambientes retornarão integralmente as condições pré-desastre.

Ressalta-se, também, que até o fechamento desse diagnóstico não houve ainda um grande evento de cheia, mesmo considerando o período chuvoso de janeiro de 2016. Logo que ocorra, os efeitos do desastre poderão voltar a ser sentidos, uma vez que o rejeito estará disponível para ser transportado no ambiente aquático. Dessa forma, é fundamental garantir a retenção dos rejeitos que se encontram fora da calha dos rios e a manutenção de monitoramento sobre os ambientes afetados.

No que tange ao patrimônio cultural, 100% dos bens arqueológicos que sofreram danos do desastre não retornarão às condições pré-desastre e praticamente 50% dos bens culturais materiais também não retornarão. Diferentemente dos bens culturais imateriais em que apenas 5% dos seus bens não retornarão.

- As ações emergenciais causaram ou potencializaram danos aos ambientes e/ou recursos afetados?

Como o diagnóstico dos danos socioambientais iniciou em 2017, foi possível também verificar danos em virtude das ações emergenciais adotadas para contenção do rejeito e atendimento à população atingida. Dentre eles pode-se citar: introdução e aumento de espécies exóticas de vegetação e alteração da qualidade do ar. Destaque é dado aos danos relativos ao patrimônio cultural, cujas ações emergenciais foram a causa de tantos danos quanto os gerados pelo desastre em si.

- As ações reparatórias têm potencial de causar ou potencializar danos aos ambientes e/ou recursos afetados?

Ações não devidamente planejadas e executadas possuem grande potencial de causar novos danos. Um exemplo são alguns dos danos ao patrimônio cultural, já abordados anteriormente. O que fica claro é que toda e qualquer ação reparatória ou compensatória só será bem-sucedida com o envolvimento e a aceitação dos atingidos. A recuperação do rio Doce e região costeira depende diretamente do envolvimento das pessoas nos territórios para garantia da manutenção permanente.

11 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAME, G. **Desenvolvimento e Validação de Método para a Extração e Quantificação de Compostos Fenólicos em Sedimento**. Estudo de Caso: Reservatório Guarapiranga, SP. Dissertação de Mestrado - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. 2016.
- ADEKOYA, J. A., The geology and geochemistry of the Maru Banded Iron-Formation, northwestern Nigeria. **Journal of African Earth Sciences**, 27(2), 241-257. 1998.
- ADEOGUN, A., ONIBONOJE, K., IBOR, O.R., OMIWOLE, R.A., CHUKWUKA, A.V., UGWUMBA, A.O., UGWUMBA, A.A., ARUKWE, A. Endocrine-disruptor molecular responses, occurrence of intersex and gonado-histopathological changes in tilapia species from a tropical freshwater dam (Awba Dam) in Ibadan, Nigeria. **Aquatic Toxicology**, v. 174, p. 10–21, 2016.
- AEBI, H. Catalase *in vitro*. **Methods in Enzymology**, v. 105, p. 121–126, 1984.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). 2016a. Análise Preliminar sobre Qualidade da Água e Reflexos sobre os Usos. **Relatório Técnico**. Disponível em: <http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Doce/ANA/relatorios/20160128_Relatorio_Tecnico_Analise_Preliminar_sobre_Qualidade_da_Agua_e_Reflexos_sobre_os_Usos.pdf>. Acesso em: 3 mai. 2019.
- _____. 2016b. **Encarte Rio Doce**. Disponível em: <http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Doce/ANA/relatorios/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf>. Acesso em: 3 mai. 2019.
- _____. **HidroWeb: Sistemas de Informações Hidrológicas**. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em: 3 mai. 2019.
- _____. **Mapa de uso e ocupação do solo em moderada resolução espacial (10m) da Bacia do Rio Doce**. Brasília, DF: ANA, 2016c.
- _____. **Relatório técnico: ocorrência de cianobactérias na bacia hidrográfica do rio Doce**. Brasília, DF: ANA, 2012.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Resolução - RDC nº 42**, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos, 2013. 11p.
- AKAISHI, F.M., SILVA DE ASSIS, H.C., JAKOBI, S.C.G., EIRAS-STOFELLA, D.R., ST-JEAN, S.D., COURTENAY, S.C., LIMA, E.F., WAGENER, A.L.R., SCOFIELD, A.L., RIBEIRO, C.A.O. Environmental contamination and morphological and neurotoxicological findings in tropical freshwater fish (*Astyanax* sp.) after waterborne and acute exposure to water soluble fraction (WSF) of crude oil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 46, 244-253, 2004.
- ALBINO, J. Morfodinâmica e processo de sedimentação atual das praias de Bicanga à Povoação, ES. São Paulo - SP. Tese de doutoramento. **Programa de Pós-Graduação em Geologia Sedimentar**. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo (USP), 1999.
- ALI, H.; KHAN, E.; ILAHI, I. Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. **Hindawi Journal of Chemistry**, 1-15, 2019, Article ID 6730305, <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>.
- ALKMIM, F. F.; MARSHAK, S. Transamazonian orogeny in the southern São Francisco Cráton Region, Minas Gerais, Brazil: evidence for paleoproterozoic collision and collapse in the Quadrilátero Ferrífero. **Precambrian Research**, v. 90, p. 29-58, 1998.
- ALMEIDA, F. F. M. O Cráton de São Francisco. **Rev. Bras. Geociências**, v. 7, n. 4, p. 349-364, 1977.
- ALMEIDA, N. L.; RODRIGUES, L. C. R.; CAMPOS, J. C. F.; AMODEO, N. B. P. Diagnóstico socioeconômico e ambiental do leste mineiro como subsídio para políticas públicas de planejamento e desenvolvimento regional. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE DESENVOLVIMENTO REGIONAL, 2., 2004, Santa Cruz do Sul. **Anais...** Santa Cruz do Sul, 2004. Disponível em: <www.unisc.br/site/sidr/2004/planejamento/15.pdf>. Acesso em: 3 maio 2017.
- AMBILEV, 2016a, **Monitoramento Marinho com ADCP e CTD**, Campanha entre os dias 10.03.2016 a 24.03.2016.

- AMBILEV, 2016b, **Monitoramento Marinho com ADCP e CTD**, Campanha entre os dias 24.03.2016 a 11.04.2016
- AMBILEV, 2016c, **Monitoramento Marinho com ADCP e CTD**, Campanha entre os dias 20.04.2016 a 30.05.2016
- AMBILEV, 2016d, **Monitoramento Marinho com ADCP e CTD**, Campanha entre os dias 31.05.2016 a 30.06.2016
- AMBILEV, 2016e, **Monitoramento Hidrografico da Pluma do Rio Doce**. Período de 22 de novembro até 5 de dezembro. Janeiro, 2016
- ANDRADE, C. A. Estudo ecotoxicológico no trecho médio da bacia do rio Doce – MG. 2003. Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-graduação da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo**, São Paulo, 2003.
- ANDRADE, M. T.; VEADOR, M. A. R. V.; MENEZES, M. A. B. C.; ALÍPIO, V. C. Análise da concentração de metais pesados no rio Piracicaba, Minas Gerais. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 30, 2010, São Carlos. **Anais...** São Carlos, 2010. p. 1-15. Disponível em: <www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2010_TN_STO_113_739_16250.pdf>. Acesso em: 3 de maio de 2017.
- ANZOLIN, D.G. Análise de contaminantes e biomarcadores em peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*). 2011. Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-graduação em Biologia Animal do Centro de Ciências Biológicas da UFPR**, Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 2011. 86p.
- APLYSIA-Fundação Renova. Parecer técnico sobre a qualidade do pescado no rio Doce e zona costeira adjacente. **Relatório técnico** nº867/2015 Revisão 01
- ARANTES, I. A.; PINTO, M. T. C.; MANGABEIRA, P. A.; GRENIER-LOUSTALOT, M. F.; VEADO, M. A. R. V.; OLIVEIRA, A. H. Mercury concentration in fish from Piracicaba River (Minas Gerais, Brazil). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 156, p. 119-130, 2009.
- ARAÚJO JÚNIOR, J. M. et. Al. The role of bioturbation by *Ucides cordatus* crab in the fractionation and bioavailability of trace metals in tropical semiarid mangroves. **Marine Pollution Bulletin** 111 (2016) 194–202.
- ARAUJO, A.C., VIANA, P.R.M., PERES, A.E.C., Reagents in iron ores flotation. **Minerals Engineering**, 18, 219–224. 2005.
- ARAÚJO, C. B. **Contribuição ao Estudo do Comportamento de Barragens de Rejeito de Mineração de Ferro**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 2006.
- ASF DAAC 2015, **ALOS PALSAR_Radiometric_Terrain_Corrected_low_res**; Includes Material © JAXA/METI 2007. Accessed through ASF DAAC 11 November 2015. DOI: 10.5067/Z97HFCNKR6VA
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004 - Classificação de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.
- _____. **NBR 10.007 - Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.
- _____. **NBR 14.656 - Cimento Portland e matérias-primas - Análise química por espectrometria de raios X - Método de ensaio**. Rio de Janeiro, 2001.
- _____. **NBR 7181 – Solo – Análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 2016.
- _____. **NBR 9604 - Abertura de poço e trincheira de inspeção em solo, com retirada de amostras deformadas e indeformadas – Procedimentos**. Rio de Janeiro, 2016.
- ATKINS, P.; JONES, L. **Princípios de Química – Questionando a vida moderna e o meio ambiente**. 3ª ed. Bookman: Porto Alegre, 2007, 964 p.
- ATKINSON, C. A.; JOLLEY, D. F.; SIMPSON, S. L. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. **Chemosphere** 69 (2007) 1428–1437.
- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile for Phenol**. 2008. Disponível em <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp115.pdf>. Acesso realizado em 19 de setembro, 2018.

- ÁVILA, J. L. T.; MONTE-MÓR, R. L. M. Urbanização e impactos ambientais: uma análise da relação entre as características dos espaços urbanos e a poluição hídrica na região do médio rio Doce (MG). In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 7., 2007, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2007. p. 1-18. Disponível em: <http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/vii_en/mesa3/trabalhos/urbanizacao_e_impactos_ambientais.pdf>. Acesso em: 26 jul. 2017.
- BAE, D. S. GENNINGS, C. CARTER JR., W. YANG, R. CAMPAIN, J. Toxicological interactions among arsenic, cadmium, chromium, and lead in human keratinocytes. **Toxicol. Sci.**, 63, p. 132-142. 2001
- BAIRD, C. CANN, M. **Química Ambiental**. 4ª ed. Bookman, Porto Alegre, 2011.
- BAJPAYEE, M., KUMAR, A., DHAWAN, AL., Chapter 1: The Comet Assay: A Versatile Tool for Assessing DNA Damage, in **The Comet Assay in Toxicology**, 2016, pp. 1-64
- BALTAZAR, O.F., ZUCHETTI, M. Lithofacies associations and structural evolution of the Archaen Rio das Velhas greenstone belt, Quadrilátero Ferrífero, Brazil: a review of the setting of gold deposits. **Ore Geology Review**, 32 (3), 471-499. 2007.
- BANKS, W.A. Characteristics of compounds that cross the blood-brain barrier. **BMC Neurology**, v. 9 (1): 1-5, 2009.
- BARBOSA, F.P., LAGOEIRO, L. Crystallographic texture of the magnetite-hematite transformation: Evidence for topotactic relationships in natural samples from Quadrilátero Ferrífero, **Brazil American Mineralogist**, 95, 118-125. 2010.
- BASTOS, L. Utilização de rejeito de barragem de minério de ferro como matéria prima para infraestrutura rodoviária. Dissertação de mestrado. **Universidade Federal de Ouro Preto**. 2013.
- BATISTA, J. O.; COSTA, E. C. P.; DOS SANTOS, D. H.; DE SANT'ANA FILHO, J. N.; BASTOS, L. A. C.; FONTES, W. C.; MENDES, J. C.; PEIXOTO, R. F. Utilização de Rejeito de Barragem de Minério de Ferro na Construção Civil. **Relatório Técnico**. Ouro Preto-MG, 2016.
- BAUER, A., BAUER, G. 2014. Squamata – Sauria (Iguana e lagartos). In: Cubas, Silva e Catão-Dias, 2014. **Tratado de Animais Selvagens - Medicina Veterinária**. 2 ed. São Paulo: Rocca, 2014, v.1. p. 170-185.
- BELIAEFF, B., BURGEOT, T. Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 21, p. 1316-1322, 2002.
- BERNET, D., SCHIMIDT, H., MEIER, W., BURKHARDT-HOLM, P., WAHLI, T. Histopathology in fish, proposal, for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal of Fish Diseases**, v. 22, p. 25-34, 1999.
- BEUTLER, E., DURON, O., KELLY, B. M. Improved method for the determination of blood glutathione. **Journal of Laboratory and Clinical Medicine**, v. 61, p. 882-890, 1963.
- BEUTLER, E. **Red Cell Metabolism: A manual of biochemical methods**. Grune & Stratton, New York. 1975.
- BEVILACQUA, J. E. Estudo sobre a caracterização e a estabilidade de amostras de sedimentos do rio Tietê, SP. 1996. Tese (Doutorado) - **Programa de Pós-graduação em Química do Instituto de Química da USP**, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996. 190p.
- BIDINOTTO, P.M., SOUZA, R.H.S., MORAES, G. Hepatic glycogen in eight tropical freshwater teleost fishes: procedure for field determinations of micro samples. **Boletim Técnico do CEPTA-Pirassununga**, v. 10, pp. 53-60. 1997.
- BIRNIE-GAUVIN, K., CONSTANTINO, D., COOKE, S.J., WILLMORE, W.G. A comparative and evolutionary approach to oxidative stress in fish: A review. **Fish and Fisheries**, v. 18, n. 5, p. 928-942, 2017.
- BONY, S., GILLET, C., BOUCHEZ, A., MARGOUM, C., DEVAUX, A. Genotoxic pressure of vineyard pesticides in fish: Field and mesocosm surveys. **Aquatic Toxicology**, 89, p. 197-203, 2008.
- BORBA, R. P.; FIGUEIREDO, B.; CAVALCANTI, J. A. Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG). Rem: **Rev. Esc. Minas**, v. 57, n. 1, p. 45-51, 2004.
- BRADFORD, M. M. A Rapid and Sensitive Method for the for the Quantitation of Microgram Quantities of Protein Utilizing the Principle of Protein Dye-Binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, p. 248-254, 1976.

- BRADFORD, S. A.; TORKZABAN, S.; LEIJ, F.; SIMUNEK, J. Equilibrium and kinetic models for colloid release under transient solution chemistry conditions. **Journal of Contaminant Hydrology** 181 (2015) 141–152.
- BRAIT, C.H.H., FILHO, N.R.A., FURTADO, M.M. Utilização de pelos de animais silvestres para monitoramento ambiental de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn. **Química Nova**, v. 32, n. 6, pp. 1384-1388, 2009
- BRANDT MEIO AMBIENTE INDÚSTRIA, COMÉRCIO E SERVIÇOS LTDA. Samarco Mineração S.A. - Mariana – MG. **Estudo de Impacto Ambiental - EIA. Barragem de Rejeito do Fundão**. Novembro de 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução do CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 mar. 2005.
- _____. Resolução do CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 abr. 2008.
- _____. Resolução do CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 dez. 2009
- _____. Resolução do CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 mai. 2011.
- _____. Resolução do CONAMA nº 454, de 1 de novembro de 2012. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 8 nov. 2012.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria Nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 12 dez. 2011.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização – Portaria MMA nº 09, de 23 de janeiro de 2007. Brasília, DF: MMA, 2007.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Caderno da Região Hidrográfica Atlântico Sudeste**. Brasília, DF, 2006.
- BRASIL. Ministério Público Federal (MPF). LACTEC. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume I – Meio Físico**. Curitiba: Lactec, 2017a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume II – Meio Biótico**. Curitiba: Lactec, 2017b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Resumo Executivo**. Curitiba: Lactec, 2017c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Grupo 1: Qualidade de água, Águas subterrâneas, Pesca e Ecotoxicologia**. Curitiba: Lactec, 2018a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Meios Físico e Biótico: Geologia, Solos, Hidrologia e Hidrossedimentologia, Qualidade de sedimentos, Unidades de Conservação, Flora e Fauna**. Curitiba: Lactec, 2018b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Consolidado Bens Arqueológicos e Culturais**. Curitiba: Lactec, 2018c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **1º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2018d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Metodológico de Valoração Econômica e Identificação de Danos Ambientais – Versão Preliminar**. Curitiba: Lactec, 2018e.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano**. Curitiba: Lactec, 2018f.

- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Contextualização**. Curitiba: Lactec, 2019a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Aquáticos Continentais**. Curitiba: Lactec, 2019b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Terrestres e Atmosfera**. Curitiba: Lactec, 2019c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Zona Costeira e Marinha**. Curitiba: Lactec, 2019d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **2º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2019e.
- BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. 2ª Edição. Lei nº 12.305. 2010.
- BRAVO, J. M.; ALLASIA, D.; PAZ, A. R.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Coupled Hydrologic-Hydraulic Modeling of the Upper Paraguay River Basin. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, n. 5, p. 635–646, 2012.
- BRULAND, K. W., K. BERTINE, M. KOIDE, E. D. GOLDBERG. History of metal pollution in Souther California coastal zone. **Environment Science & Technology**, 8, 425-432. 1974.
- BUICO, A., CASSINO, C., DONDERO, F., VERGANI, L., OSELLA, D. Radical scavenging abilities of fish MT-A and mussel MT-10 metallothionein isoforms: An ESR study. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v. 102, n. 4, p. 921–927, 2008.
- BURNETT, L.E., WOODSON, P.B.J., RIETOW, M.G., VILICICH, V.C. Crab gill intra-epithelial carbonic anhydrase plays a major role in haemolymph CO₂ and chloride ion regulation. **Journal Experimental Biology**, v. 92, p. 243–254, 1981.
- CABRAL, A.R., LEHMANN, B., TUPINAMBÁ, M., SCHLOSSER, S., KWITKO-RIBEIRO, R., DE ABREU, FR. The platiniferous Au–Pd belt of Minas Gerais, Brazil, and genesis of its botryoidal Pt–Pd–Hg aggregates. **Economic Geology**, 104, 1265–1276. 2009.
- CABRAL, A.R., ROCHA FILHO O.G., JONES R.D. Hydrothermal origin of soft hematite ore in the Quadrilátero Ferrífero of Minas Gerais, Brazil. Petrographic evidence from the Gongo Soco iron ore deposit. **Applied Earth Science**, IIP: 279-286. 2003.
- CABRAL, M.T., RISSO, W. E., MARTINEZ, C.B.R. Acúmulo de zinco em diferentes órgãos do teleósteo neotropical *Prochilodus lineatus* ao longo de 168 horas de exposição. In: XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 01 a 04 Setembro 2018, **Anais...** Aracaju, Brasil, 2018.
- CAGNIN, R. C. Efeitos da exposição ao arsênio sobre juvenis de robalo-peva, *Centropomus parallelus* (Teleostei: Centropomidae) em diferentes salinidades. 2013. Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.
- CAMARGO, M.M.P., MARTINEZ, C.B.R. Histopathology of gills, kidney and liver of a neotropical fish caged in an urban stream. **Neotrop. Ichthyol.** 5(3):327-336, 2007.
- CAMEJO, G., WALLIN, B., ENOJÄRVI, M. Analysis of oxidation and antioxidants using microtiter plates. In: Amstrong, D. (ed). **Free radicals and antioxidants protocols**. Human Press, New Jersey, pp. 377-387, 1998.
- CAMPANA, M.A., PANZERI, A.M., MORENO, V.J., DULOUT, F.N. Micronuclei induction in *Rana catesbeiana* tadpoles by pyrethroid insecticide lambda-cyhalothrin. **Genetics and Molecular Biology**, v.26, n.1, p. 99-103, 2003.
- CANAL, A., VIRGENS, D.A.S., VELHA, V. **Biomarcadores enzimáticos, hematológicos e histológicos em tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*, L.) em resposta à exposição ao acefato, difenoconazol e sulfluramida**. p. 113, 2009.
- CARMO, F. F.; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; CAMPOS, I. C.; CARMO, F. F.; SILVINO, G.; CASTRO, K. J. S. X.; MAURO, M. L.; RODRIGUES, N. U. A.; MIRANDA, M. P. S.; PINTO, C. E. F. Fundão tailings dam failures:

- the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global contexto. **Perspectives in Ecology and Conservation**. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>. 2017.
- CARPENÈ, E., ANDREANI, G., ISANI, G. Trace elements in unconventional animals: a 40-year experience. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 43, pp. 169–179, 2017.
- CARRANO, A. V., HEDDLE, J. A.. The Fate of Chromosome Aberrations. **Journal of Theoretical Biology**, v. 38, p. 289-304, 1973.
- CARRASCO, K.R., TILBURY, K.L., MYERS, M.S. Assessment of the piscine micronuclei test as an *in situ* biological indicator of chemical contaminant effects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 47, p. 2123-2136. 1990.
- CASTELLARIN, A.; DI BALDASSARRE, G.; BATES, P. D.; BRATH, A. Optimal cross-sectional spacing in Preissmann scheme 1D hydrodynamic models. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 135, n. 2, p. 96-105, 2009.
- CASTRO, E. Produção de Pellet Feed a Partir de Lamas. Dissertação de Mestrado – **Universidade Federal de Minas Gerais**. 2012.
- CEMELI, E.; BAUMGARTNER, A.; ANDERSON, D. Antioxidants and the Comet assay. **Mutation Research**, p. 681 51–67, 2009.
- CERQUEIRA, C.C.C., FERNANDES, M.N. Gill tissue recovery after copper exposure and blood parameter responses in the tropical fish *Prochilodus scrofa*. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 52: 83-91, 2002.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Ficha de Informação de Produto Químico - Triclorofenol**. Disponível em: http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=TRICLOROFENOL. Acesso realizado em 19 de outubro de 2018.
- CHAPMAN, P. M.; PAINE, M. D.; ARTHUR, A. D.; TAYLOR, L. A. A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. **Marine Pollution Bulletin**, v. 32, n. 1, p. 47-67, 1996.
- CHENG, T.; SAIERS, J. E. Effects of dissolved organic matter on the co-transport of mineral colloids and sorptive contaminants. **Journal of Contaminant Hydrology** 177–178 (2015) 148–157.
- CHERUBIN, M. R.; SANTI, A.L., EITELWEIN, M.T., AMADO, T.J.C., SIMON, D.H., DAMIAN, J.M. **Dimensão da malha amostra para caracterização espacial de fósforo e potássio em Latossolo Vermelho**. Pesquisas Agropecuária Brasileira. v.50, n.2, p.168-177. Brasília, 2015.
- CHOWDHURY, M. J.; PANE, E. F.; WOOD, C. M. Physiological effects of dietary cadmium acclimation and waterborne cadmium challenge in rainbow trout: Respiratory, ionoregulatory, and stress parameters. **Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology**, v. 139, n. 1–3, p. 163–173, 2004.
- CLARK, D. R., JR., SHORE, R. F. Chiroptera. In: SHORE, R.F., RATTNER, B. A. (Eds.), **Ecotoxicology of wild mammals**. Chichester : John Wiley & Sons Ltd., p. 159-214. 2001.
- CLARK, P., HOLZ, P., DUIGNAN, P.J. Collection and handling of blood samples. In: **Hematology of Australian Mammals**. Ed P Clark, CSIRO Publishing, Collingwood, Australia. 2004.
- COGO, A.J.D., SIQUEIRA, A.F., RAMOS, A.C., CRUZ, Z.M.A., SILVA, A.G. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como biomarcadoras de impactos ambientais. **Natureza on line** 7 (1): 37-42, 2009.
- COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D.; SILVA, B. C. DA; TUCCI, C. E. M. The MGB-IPH model for large-scale rainfall—runoff modelling. **Hydrological Sciences Journal**, v. 52, n. 5, p. 878–895, 2007.
- COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (CBH-DOCE). **A bacia**. Governador Valadares: CBH-DOCE, 2014. Disponível em <<http://www.cbhdoce.org.br/a-bacia>>. Acesso em: 3 maio 2017.
- CONCAR - Comissão Nacional de Cartografia. **Normas Técnicas de Cartografia Nacional - Decreto n 89.817, de 20 de junho de 1984**. Disponível em: < <https://www.concar.gov.br/detalheDocumentos.aspx?cod=8&ln=1>>. Acesso em: novembro de 2017.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. **Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011**. Minas Gerais, Brasil.

- CONSELHO FEDERAL DE BIOLOGIA (CFBio). **Portaria nº 148, de 8 de dezembro de 2012.** Regulamenta os procedimentos de captura, contenção, marcação e coleta de animais vertebrados previstos nos Artigos, 4º, 5º, 6º e 8º da Resolução CFBio nº 301/2012. Disponível em <http://www.crbio-02.gov.br/Noticias.aspx?n=71&t=PORTARIA%20CFBio%20N%C2%BA%20148/2012>. Acesso em: 03 de maio de 2017.
- CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME. **Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio Doce: relatório final.** Consórcio Ecoplan-Lume, 2010. 1 v. Disponível em: <www.cbhdoce.org.br/wpcontent/uploads/2014/10/PIRH_Doce_Volume_I.pdf>. Acesso em: 2 maio 2017.
- COPPETEC FUNDAÇÃO (COPPE). Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia. **Avaliação dos impactos da ruptura da barragem de rejeitos de Fundão em Mariana, nove meses após o desastre.** Rio de Janeiro, Brasil. 2017.
- CORCHADO, J. M., & MATA, A. (2008, September). Predicting the presence of oil slicks after an oil spill. In **European Conference on Case-Based Reasoning** (pp. 573-586). Springer, Berlin, Heidelberg.
- CORREA, L.M., KOCHHANN, D., BECKER, A.G., PAVANATO, M.A., LESUY, S.F., LORO, V.L., RAABE, A., MESKO, M.F., FLORES, E.M., DRESSLER, V.L., BALDISSEROTTO, B. Biochemistry, cytogenetics and bioaccumulation in silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to different thorium concentrations. **Aquatic Toxicology**, v. 88, n. 4, p. 250–256, 2008.
- 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, 2001.
- COSTA, A. T.; NALINI JR, H. A.; CASTRO, P. T. A.; TATUMI S. H. Análise estratigráfica e distribuição do arsênio em depósitos sedimentares quaternários da porção sudeste do Quadrilátero Ferrífero, bacia do Ribeirão do Carmo, MG. **Geociências**, v. 63, n. 4, p. 703-714, 2010.
- COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G.. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quím. Nova**. v. 31, n. 7, p.1820-1830. 2008.
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Carta geológica da Folha Santa Rita Durão (SF.23-X-B-I-1-SO), Quadrilátero Ferrífero.** Brasília: CPRM, 2018. Escala 1:25.000. 2018
- _____. Monitoramento especial do rio Doce: **Relatório 02 - Geoquímica.** Segunda Campanha de Campo 12 a 23 de novembro de 2015. Belo Horizonte- MG, Brasil. 2015. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/RT_02_2015_MONIT_ESP_BACIA_RIO_DOCE_v4_5.pdf. Acesso em: 02 de outubro de 2017.
- CRAFFORD, D., AVENAT-OLDEWAGE, A. Bioaccumulation of non-essential trace metals in tissues and organs of *Clarias gariepinus* (sharp-tooth catfish) from the Vaal River system – strontium, aluminium, lead and nickel. **Water SA** 36(5): 621-640, 2010.
- CRESTANI, M., MENEZES, C., GLUSCZAK, L., MIRON, D.S., LAZZARI, R., DUARTE, M.F., MORSCH, V.M., PIPPI, A.L., VIEIRA, V.P. Effects of clomazone herbicide on hematological and some parameters of protein and carbohydrate metabolism of silver catfish *Rhamdia quelen*. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 65: 48–55, 2006.
- DAS, K., GROOF, A.D., JAUNIAUX, T., BOUQUEGNEAU, J.M. Zn, Cu, Cd and Hg binding to metallothioneins in harbor porpoises *Phocoena phocoena* from the southern North Sea. **BMC Ecology**, v.6, n.2, 2006.
- DAVIS, B.L. Fabric and structural characteristics of the martitization process. **American Journal of Science**, 266, 482–496. 1968.
- DEBÉN, S., FERNÁNDEZ, J. Á., ABOAL, J.R., CARBALLEIRA, A. Evaluation of different contour feather types for biomonitoring lead exposure in Northern goshawk (*Accipiter gentilis*) and tawny owl (*Strix aluco*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 85, pp. 115-119, 2012.
- DE DOMENICO, E., MAUCERI, A., GIORDANO, D., MAISANO, M., GIANNETTO, A., PARRINO, V., NATALOTTO, A., D’AGATA, A., CAPPELLO, T., FASULO, S. Biological responses of juvenile European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to contaminated sediments. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 97, p. 114–123, 2013.

- DELTAIRES. Delft3D-FLOW - Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments, **User Manual**. Holanda: Deltaires, 2018.
- _____. **Validation Document Delft3DFLOW** - A software system for 3D flow simulations. Holanda: Deltaires, 2018.
- DENOBILO, M. Estudo da ocorrência de compostos arseniais, mercuriais e de selênio em cações comercializados na cidade de São Paulo. 2007. Tese (Doutorado) - **Programa de Pós-graduação em Toxicologia e Análises Toxicológicas da USP**, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. 166p.
- DEPLEDGE, M.H., AAGAARD, A., GYÖRKÖS, P. Assessment of trace metal toxicity using molecular, physiological and behavioural biomarkers. **Marine Pollution Bulletin**, v.31, pp. 19-27, 1995.
- DIRETORIA DE PREVENÇÃO E EMERGÊNCIA AMBIENTAL (DEAMB), SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMAD) e SISTEMA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SISEMA). **Relatório Técnico** no 11/2016. 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, Ref. DO1-DOC-05112015. 2016. 71p.
- DO AMARAL, D.F., GUERRA, V., MOTA, A.G.C., MELO E SILVA, D., ROCHA, T.L. Ecotoxicity of nanomaterials in amphibians: A critical review. *Science of the Total Environment*, v. 686, p. 332–344, 2019.
- DONALD, J.A., TRAJANOVSKA, S. A perspective on the role of natriuretic peptides in amphibian osmoregulation. **General and Comparative Endocrinology**, v. 147, n. 1, p. 47–53, 2006.
- DORR, J. V. N. Physiographic, stratigraphic and structural development of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. USGS/DNPM. **Professional Paper**, 641-A., p. 1-110, 1969.
- DORVAL, J., LEBLOND, V.S., HONTELA, A. Oxidative stress and loss of cortisol secretion in adrenocortical cells of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed in vitro to endosulfan, an organochlorine pesticide. **Aquat. Toxicol.** 63: 229 – 241, 2003.
- DU LAING, G. et. al. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. **Science of the Total Environment** 407 (2009) 3972-3985.
- DUAN, W., MENG, F., CUI, H., LIN, Y., WANG, G., WU, J.: Ecotoxicity of phenol and cresols to aquatic organisms: a review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 157, 441–456. 2018.
- DUARTE, I. D.; DIAS, M. C.; DAVID, J. A. O.; MATSUMOTO, S. T. A qualidade da água da Lagoa Jacuném (Espírito Santo, Brasil) em relação a aspectos genotóxicos e mutagênicos, mensurados respectivamente pelo ensaio do cometa e teste do micronúcleo em peixes da espécie *Oreochromis niloticus*. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 10, n. 2, p. 211-219, 2012
- DUARTE, R.M.; FERREIRA, M.S.; WOOD, C.M.; VAL, A.L. Effect of low pH exposure on Na⁺ regulation in two cichlid fish species of the Amazon. **Comp Biochem Physiol** 166A: 441-448, 2013.
- DUGMONITS, K., FERENCZ, Á., JANCSÓ, Z. JUHÁSZ, R. HERMESZ, E. Major distinctions in the antioxidant responses in liver and kidney of Cd²⁺-treated common carp (*Cyprinus carpio*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, v. 158, n. 4, p. 225–230, 2013.
- DUTRA, G.H.P. Testudines (Tigre d'água, Cágado e Jabuti) In: Cubas, Silva e Catão-Dias, 2014. **Tratado de Animais Selvagens - Medicina Veterinária**. 2 ed. São Paulo: Rocca, 2014, v.1. p. 170-185. P. 219-258, 2014.
- DUTRA, L.X.C., KIKUCHI, R.K.P., LEÃO, Z.M.A.N., 2006. Effects of sediment accumulation on reef corals from Abrolhos, Bahia, Brazil. **Jour. Coastal Res.**, Royal Palm Beach 39, 639-644.
- ECONSERVATION - Estudos e Projetos Ambientais. **Relatório técnico RT ECV 065/16**: Monitoramento de bioacumulação (Ictiofauna, Carcinofauna e Malacofauna) por metais, na região marinha adjacente à foz do rio Doce e sob possível influência da lama de rejeitos oriunda do rompimento da barragem de Fundão, abril, 2016. 972p.
- EGBERT, GARY D., and SVETLANA Y. EROFEEVA. "Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides." **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology** 19.2 (2002): 183-204.
- EGGENS, M.L., GALGANI, F. Ethoxyresorufin–O–deethylase (EROD) activity in flatfish, fast determination with a fluorescence plate-reader. **Marine Environmental Research**, v. 33, p. 213-221, 1992.

- EGGLETON, J. THOMAS, K.V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. **Environmental International**, 2004; v. 30; pp. 973–80.
- EISLER, R. **Handbook of Chemical Risk Assessment: Health Hazards to Humans, Plants, and Animals**. CRC Press, 2000. 4141p.
- ELLMAN, G.L., COURTNEY, K.D., ANDRES, V.J., FEATHERSTONE, R.M. A new and rapid colorimetric of acetylcholinesterase determination of acetylcholinesterase activity. **Biochemical Pharmacology**, v. 7, p. 88–95, 1961.
- EOMAP. **System documentation eolytics – Water Quality Version 1.01**. April 24, 2019.
- ESCOBAR, H. Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. **Science**, v. 350, n. 6265, p. 1138-1139, 2015.
- ESHAR, D. WEINBERG, M. Venipuncture in bats. **Laboratory Animal**. Volume 39, pp 175–176, 2010.
- ESPINDOLA, H. S.; CAMPOS, R. B. F.; LAMOUNIER, K. C. C.; SILVA, R. S. Desastre da Samarco no Brasil: desafios para a conservação da biodiversidade. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 5, n. 3, p. 74-100, 2016.
- ESTRADA-GUERRERO, D. M., SOLER-TOVAR, D. Las aves como bioindicadores de contaminación por metales pesados en humedales. **Ornitología Colombiana**, n. 14, 2014.
- EUCLYDES, H. P.; FERREIRA, P. A.; FILHO, R. F. F.; OLIVEIRA, E. P. Atualização dos estudos hidrológicos na bacia hidrográfica do rio Doce. **Atlas digital das águas de Minas**, 2010. <http://www.atlasdasaguas.ufv.br/doce/resumo_doce.html>. Acesso em: 4 maio 2017.
- EVANS, D.H. Freshwater Fish Gill Ion Transport: August Krogh to morpholinos and microprobes. **Acta Physiol** 202: 349-359, 2011.
- _____. The fish gill: Site of action and model for toxic effects of environmental pollutants. **Environmental Health Perspectives**, v. 71, p. 47-58, 1987.
- EVANS, D. H.; PIERMARINI, P. M.; CHOE, K.P. The multifunctional fish gill: Dominant site of gas exchange, osmoregulation, acid-base regulation, and excretion of nitrogenous waste. **Physiological Reviews**, v. 85, p. 97–177, 2005.
- FELIPPE, M. F.; COSTA, A.; FRANCO, R.; MATOS, R. A Tragédia Do Rio Doce: A Lama, O Povo e a Água. Relatório de campo e Interpretações preliminares sobre as consequências do rompimento da Barragem de Rejeitos de Fundão (Samarco/Vale/BHP). **Geografias - Edição Especial - Vale do Rio Doce: formação geo-histórica e questões atuais**, p. 63-94, 2016.
- FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F. A.; CARVALHO, D.C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI JR, P. M.; MILLAN, V. E. G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J. L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S. P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35-45, 2016.
- FERNANDES, L.S.P. Efeitos de concentrações ambientalmente relevantes de cádmio em peixes machos da espécie *Rhamdia quelen*. 91 f. **Universidade Federal do Paraná - UFPR**, 2018.
- FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; SOUZA, B. D. A.; MACHADO, R. G.; COSTA, A. G. Lagoa Mãe-Bá (Guarapari-Anchieta, ES): Um Ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 366- 381, 2009.
- FERREIRA, C. J. S. Impacto automotivo em populações de *Ctenomys minutus* na planície costeira do RS: avaliação do teor de metais tóxicos e medição de lipoperoxidação. 2003. Dissertação (Mestrado) - **Programa de Pós-graduação em Ecologia da UFRS**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003. 57p.
- FERREIRA, F., LAGOEIRO, L., MORALES, L.F.G., OLIVEIRA, C.G., BARBOSA, P., ÁVILA, C. CAVALCANTE, C.G. Texture development during progressive deformation of hematite aggregates: Constraints from VPSC models and naturally deformed iron oxides from Minas Gerais, Brazil. **Journal of Structural Geology**, 90, 111-127. 2016.
- FEST - Fundação Espírito Santense de Tecnologia e Rede Rio Doce Mar, **Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I**, RT-03 RRDM/ABR19

- FILIZOLA H. F.; et al. **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: Solo, Água e Sedimentos**. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, 2006.
- FLEISCHMANN, AYAN S.; PAIVA, R. ; COLLISCHONN, W. Can regional to continental river hydrodynamic models be locally relevant? A cross-scale comparison. **Journal of Hydrology**, 2019.
- 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.
- FLOREZ, C. T.; BARBOSA, M. C., ESPOSITO, T. J. (2015) Physical and chemical properties of iron mining tailings. **Second International Dam World Conference DAM WORLD 2015**, Lisboa, 2015. v. 1. p. 1-10.
- FONTAÍNHAS-FERNANDES, A., LUZIO, A. GARCIA-SANTOS, S., CARROLA, J., MONTEIRO, S. Gill histopathological alterations in Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*, exposed to treated sewage water. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 5: 1057 – 1063, 2008.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. **Metal pollution in the aquatic environment**. 2. ed. Berlin: Springer-Verlag, 1981.
- FOSSI, M.C., MARSILI, L., LAURIANO, G., FORTUNA, C., CANESE, S., ANCORA, S., LEONZIO, C., ROMEO, T., MERINO, R., ABAD, E., JIMÉNEZ, B. Assessment of toxicological status of a SW Mediterranean segment population of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) using skin biopsy. **Marine Environmental Research**, v. 58, pp. 269–274, 2004.
- FRANCO, L. C.; DOS SANTOS, D. H.; ROSA, P. P. G.; SILVA, G. J. B.; PEIXOTO, R. F. Aplicação de Rejeito de Mineração como agregado para a Produção de Concreto. **Anais do 56° Congresso Brasileiro do Concreto**, Natal – RN, Outubro de 2014.
- FRANCO, L. C.; DOS SANTOS, D. H.; ROSA, P. P. G.; SILVA, G. J. B.; PEIXOTO, R. F. Aplicação de Rejeito de Mineração como agregado para a Produção de Concreto. **Anais do 56° Congresso Brasileiro do Concreto**, Natal – RN, Outubro de 2014.
- FREIRE, C.A; ONKEN, H.; MCNAMARA J.C. A structure-function analysis of ion transport in crustacean gills and excretory organs. **Comp Biochem Physiol** 151A: 272– 304, 2008.
- FREITAS, C. M.; SILVA, M. A.; MENEZES, F. C. O desastre na barragem de mineração da Samarco: Fratura exposta dos limites do Brasil na redução de risco de desastres. **Ciência e Cultura**, v. 68, n. 3, 25-30, 2016.
- FRENZILLI, G., BEAN; T.P., LYONS, B.P. Chapter 13: The Application of the Comet Assay in Aquatic Environments in **The Comet Assay in Toxicology**, 2016, pp. 354-368, 2016.
- FUNDAÇÃO DE APOIO À UNIVERSIDADE DO RIO GRANDE (FAURG). **Relatório técnico-científico**, contrato 105/2016. Etapa 1: Análise de contaminantes (metais); Etapa 2: Análise sobre as possibilidades de contaminação do Parque Nacional Marinho de Abrolhos e regiões relacionadas; Etapa 3: Assinatura geoquímica de elementos de comparação com a pluma de sedimentos do rio Doce; Etapa 4: Análise de biomarcadores (lipoperoxidação). 2016a. 63p.
- _____. **Relatório técnico-científico**, contrato 105/2016. Etapa 5: Análise comparativa sobre os resultados entre as expedições Soloncy Moura I e II e as amostras coletadas antes do evento. 2016b. 16p.
- FUNDAÇÃO RENOVA, JACOBS, CH2M. Volume 3 – Aplicação do plano de manejo de rejeito nos trechos 1 ao 4. **Relatório Técnico**. Fevereiro de 2018a.
- _____. 19ª Câmara Técnica de Gestão de Rejeitos e Segurança Ambiental. **Apresentação técnica**. Março de 2018b.
- GABRIEL, M.; WILLIAMSON, D. Principal Biogeochemical Factors Affecting the Speciation And Transport of Mercury through the terrestrial environment. **Environ Geochem Health** (2004) 26: 421.
- GALLAGHER, E.P., CANADA, A.T., DI GIULIO, R.T. The protective role of glutathione in chlorothalonil induced toxicity to channel catfish. **Aquatic Toxicology**, v. 23, pp. 155-168, 1992.
- GARBARINO, J. R.; HAYES, H. C.; ROTH, D. A.; ANTWEILER, R. C.; BRINTON, T. I.; TAYLOR, H. E. Heavy Metals in the Mississippi River, U.S. **Geological Survey Circular**, 1133, Reston, Virginia, 1995.

- GIBBS, A., SOMERO, G.N. Pressure adaptation of Na⁺/K⁺-ATPase in gills of marine teleosts. **Journal of Experimental Biology**, 143, pp. 475-492, 1989.
- GIRARD, J. E. **Princípios de Química Ambiental**. 2ª ed. LTC. Rio de Janeiro, 2013.
- GODOY, D.F. **Utilização de habitat pelo Boto-Cinza, *Sotalia Guianensis* (Cetacea, Delphinidae), na região do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia**, São Paulo. 2011. 59 F.
- GOLDER ASSOCIATES BRASIL CONSULTORIA E PROJETOS LTDA. **Memorando Técnico MT-253_159-515-2282**. Concentração de metais em água, sedimentos, tecido de peixes e organismos aquáticos coletados na região marinha e estuarina da foz do rio Doce. Março, 2016a.
- _____. **Memorando Técnico MT-023_159-515-2282_01-B**. Rompimento da Barragem de Fundão – Caracterização Geoquímica de Rejeitos de Fonte e de Rejeitos Depositados (Base de Dados Secundária). Abril, 2016b.
- _____. **Relatório Técnico RT-023_159-515-2282_00-J**. Avaliação dos Impactos no Meio Físico Resultantes do Rompimento da Barragem de Fundão. Julho, 2016c.
- GOLE, M.J., KLEIN, C. Banded Iron-Formation through much of Precambrian time. **Journal of Geology**, 89, 169–183. 1981.
- GONÇALVES, M.W., OLIVEIRA, H.H.P., CARVALHO, W.F., MELO E SILVA, D., NOMURA, F., BASTOS, R.P., DA CRUZ, A.D. Análises mutagênicas de anuros em áreas de mineração de níquel. **Estudos**, v. 339, n. 2, pp. 115-121, 2012.
- GRANT, A., MIDDLETON, R. Contaminants in sediments: using robust regression for grain-size normalization. **Estuaries** 21 (2), 197–203. 1998.
- GRASSI, M. Águas do planeta Terra. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**. Edição Especial - Maio de 2001. Disponível em: <http://qnesc.s bq.org.br/online/cadernos/01/aguas.pdf>. Acessado em 15.jan.2020.
- GROSS, G. A., Geology of Iron Deposits in Canada. Volume 1: General Geology and Evaluation of Iron Deposits, **Economic Geology Report**, 22. 1965.
- GRUPO INDEPENDENTE PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL (GIAIA). **Relatório-técnico de determinação de metais na bacia do rio Doce** (Período: dezembro-2015 a abril-2016). 2016. 71p.
- GUEDES, G. R.; SIMÃO, A. B.; DIAS, C. A.; BRAGA, E. O. Risco de adoecimento por exposição às águas do Rio Doce: um estudo sobre a percepção da população de Tumiritinga, Minas Gerais, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 31 (6): 1257-1268, 2015.
- GUERRA, M. B. B.; TEANEY, B. T.; MOUNT, B. J.; ASUNSKIS, D. J.; JORDAN, B. T.; BARKER, R. J.; SANTOS, E. E.; SCHAEFER, C. E. G. R. Post-catastrophe analysis of the Fundão Tailings Dam Failure in the Doce River System, Southeast Brazil: Potentially Toxic Elements in Affected Soils. **Water, Air and Soil Pollution**, p. 228 – 252. 2017.
- GUEVARA YZC; SOUZA JLL; VELOSO GV; VELOSO RW; ROCHA PA; ABRAHÃO WAP; FERNANDES FILHO EI. Reference values of soil quality for the Rio Doce Basin. **Rev Bras Cienc Solo**. 2018.
- GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciências do Solo**, v. 4, p. 345-390, 2005.
- GUIMARÃES, M.C.C.S. Ecotoxicologia como ferramenta de monitoramento na gestão municipal de recursos hídricos no município de Barão de Cocais – MG. 2007. Monografia – **Programa de Pós-graduação em Gerenciamento de Recursos Hídricos**, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- GÜL, S., BELGE-KURUTAS, E., YILDIZ, E., SAHAN, A., DORAN, F. Pollution correlated modifications of liver antioxidant systems and histopathology of fish (Cyprinidae) living in Seyhan Dam Lake, Turkey. **Environ. Int.** 30: 605– 609, 2004.
- GUMULEC, J., RAUDENSKA, M., HLAVNA, M., STRACINA, T., SZTALMACHOVA, M., TANHAUSEROVA, V., PACAL, L., RUTTKAY-NEDECKY, B., SOCHOR, J., ZITKA, O., BABULA, P., ADAM, V., KIZEK, R., NOVAKOVA, M., MASARIK, M. Determination of oxidative stress and activities of antioxidant enzymes in guinea pigs treated with haloperidol. **Experimental and Therapeutic Medicine**, v. 5, n. 2, p. 479–484, 2013.

- 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, V., BAKRE, P. Mammalian Feces as Bioindicator of Urban Air Pollution in Captive Mammals of Jaipur Zoo. **World Environment**, v. 3, n. 2, pp. 60-65, 2013.
- HAGOPIAN-SCHLEKAT, T. CHANDLER, G. T., SHAW, T. Acute toxicity of five sediment-associated metals, individually and in a mixture, to the estuarine meiobenthic harpacticoid copepod *Amphiascus tenuiremis*. **Mar. Environ. Res.**, 51, p. 247-264. 2001.
- HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, n. 8, p. 975-1001, 1980.
- HALLIWELL, B. Reactive Species and Antioxidants. **Redox Biology** Is.pdf. v. 141, n. 2, p. 312–322, 2016.
- HANADHITA, D., SATYANINGTIJAS, A.S., AGUNGPRIYONO, S. Bats Oxidative Stress Defense. **Journal Riset Veteriner Indonesia (Journal of The Indonesian Veterinary Research)**, v. 3, n. 1, p. 1–9, 2019.
- HATJE, V.; PEDREIRA, R. M. A.; REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Nature: Scientific Reports**, v. 7, n. 10706, p. 1-13, 2017. DOI:10.1038/s41598-017-11143-x 1.
- HEARD, D. Chiroptera. In **Zoo and Wildlife Animal Medicine**. Ed Fowler and Miller, Elsevier Science, 2003.
- HENRY, R.P. Techniques for measuring carbonic anhydrase in vitro: the electrometric delta pH and pH stat assays. In: Dodgson, S.J., Tashian, R.E., Gros, G., Carter, N.D. (Eds.): **The Carbonic Anhydrases: Cellular Physiology and Molecular Genetics**. Plenum Press, New York, pp. 119–126, 1991.
- HEILBRON M., CORDANI U.G., ALKMIM F.F. The São Francisco Craton and Its Margins. In: Heilbron M., Cordani U.G., Alkmim F.F. (eds.). São Francisco craton, eastern Brazil. Tectonic Genealogy of a Miniature Continent. **Regional Geology Reviews, Springer International Publishing Co.**, p. 3-13. 2017.
- HERMES-LIMA, M. Oxygen in biology and biochemistry: role of free radicals. In: Storey, K.B. (Ed.), **Functional Metabolism: Regulation and Adaptation**. John Wiley & Sons, New Jersey, pp. 319–368, 2004.
- HICKEY, M. B. C., FENTON, M. B., MACDONALD, K. C., SOULLIERE, C. Trace elements in the fur of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) from Ontario and Quebec, Canada. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 66, p. 699-706, 2001.
- HINTON, D. E.; BAUMANN, P. C.; GARDNER, G. R.; HAWKINS, W. E.; HENDRICKS, J. D.; MURCHELANO, R. A.; OKIHIRO, M. S. Histopathologic Biomarkers. In: HUGGETT, R. J.; KIMERLI, R. A.; MEHRLE, P. M.; BERGMAN, H. L. **Biomarkers biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress**. Boca Raton: Lewis Publishers, cap. 4, p. 155 –196, 1992.
- HINTON, D. E.; LAURÉN, D. J. Integrative histopathological approaches to detecting effects of environmental stressors on fishes. **American Fisheries Society Symposium**, n. 8, p. 51- 66, 1990.
- HORA, A. M.; DIAS, C. A.; GUEDES, G. R.; COSTA, A. S. V.; JUNIOR, M. J. F. Da exploração econômica da bacia hidrográfica do Rio Doce ao atual processo de degradação de seus recursos naturais. In.: **TERRITÓRIO, MOBILIDADE POPULACIONAL E AMBIENTE**, p. 213-234, 2012. Disponível em http://gilvanguedes.com/wp-content/uploads/2016/09/hora_etal_2012_livro_tmpa_cap9.pdf. Acesso em 20 de setembro de 2017.
- HOUOT, R., Beneficiation of iron ore by flotation — review of industrial and potential applications. **International Journal of Mineral Processing**, 10, 183–204. 1983.
- HOWARD, A. G. **Aquatic Environmental Chemistry**. Oxford Science Publications, 1998.
- HUANG, C.Y.; CHAO, P.L.; LIN, H.C. Na⁺/K⁺-ATPase and vacuolar-type H⁺-ATPase in the gills of the aquatic air-breathing fish *Trichogaster microlepis* in response to salinity variation. **Comp Biochem Physiol** 155A: 309-318, 2010.

- IA-RBMA - Instituto Amigos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. 2014. **Banco dos Abrolhos & Cadeia Vitoria-Trindade: Proposta de reconhecimento de uma Reserva da Biosfera marinha na Costa Central do Brasil**. Organização: LINO, C. F.; DIAS, H. São Paulo: IA-RBMA, 2014
- INCE, N., DIRILGEN, N., APIKYAN, I. et al. Assessment of Toxic Interactions of Heavy Metals in Binary Mixtures: A Statistical Approach. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** 36, 365–372. 1999.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Laudo técnico preliminar dos impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. 2015. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2016.
- _____. **Parecer técnico sobre os resultados obtidos das coletas de amostras de água, na região da foz do rio Doce, no período de 22/11/15 a 01/01/16**. 2016. 22p.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Nota técnica no 24/2015/CEPTA/DIBIO/ICMBIO**. Consequências parciais na biodiversidade aquática da bacia do rio Doce, provocadas pelo rompimento da barragem de rejeitos de mineração da SAMARCO Mineradora S.A. no município de Mariana, MG. Ministério do Meio Ambiente. Pirassununga, SP, 2015. 10p.
- _____. **Resumo das análises realizadas - 1a Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura**. Equipe de Pesquisa Universidade Federal do Rio Grande – FURG/Coral Vivo. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 15 de março. 2016a. 4p.
- _____. **Nota técnica no 006/2016 conjunta – Centro TAMAR/APA Costa das Algas/REBIO de Comboios/RVS de Santa Cruz**. Relato das informações apresentadas pelos pesquisadores da UFES e FURG quanto a contaminação de organismos marinhos na costa capixaba e suas implicações na proibição de pesca de camarão e demais recursos pesqueiros na região marinha próxima a Foz do rio Doce (Aracruz e Linhares/ES). Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 18 de março. 2016b. 8p.
- _____. **Informação técnica no 003/2016 – Centro TAMAR/ICMBIO**. Complementação da nota técnica no 006/2016 conjunta – Centro TAMAR/APA Costa das Algas/REBIO de Comboios/RVS de Santa Cruz. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 21 de março. 2016c. 8p.
- _____. **Relatório de avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação - 1a Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPsul/ICMBio (28 de abril de 2016)**. Equipe de Pesquisa Universidade Federal do Rio Grande – FURG/Coral Vivo. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, 28 de abril. 2016d. 62p.
- _____. **Nota técnica no 02/2016 conjunta – APA Costa das Algas/RVS de Santa Cruz**. Relato das informações apresentadas pelos pesquisadores da UFES e FURG quanto a contaminação de organismos marinhos na costa capixaba e suas implicações na proibição de pesca de camarão e demais recursos pesqueiros no interior da APA Costa das Algas e do RVS de Santa Cruz/ES. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 29 de abril. 2016e. 29p.
- _____. **Nota técnica no 012/2016 Centro TAMAR/DIBIO/ICMBio**. Consolidação das informações apresentadas pelos pesquisadores da UFES e FURG a partir das campanhas amostrais realizadas na região marinha da foz do rio Doce. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 17 de maio. 2016f. 18p.
- _____. **Nota técnica no 23/2017/TAMAR-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio**. Monitoramento da pluma de sedimentos proveniente da Barragem de Fundão. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 25 de setembro. 2017. 44p.
- INSTITUTO DE PESQUISA DA MATA ATLÂNTICA (IPEMA). **Contribuição ao processo de criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável da Foz do Rio Doce**. Brasília, DF: IPEMA, 2009.
- ITOPF, 2011. Technical Information Paper (TIP 17): **Response to marine chemical incidents. The international tanker owners pollution Federation**. Disponível em <http://www.itopf.com/knowledge-resources/documents-guides/document/tip-17-response-to-marine-chemical-incident/>. Acesso realizado em 15 de setembro de 2018.

- ITOPF, 2011. **Technical Information Paper (TIP 17)**: Response to marine chemical incidents. The international tanker owners pollution Federation. Disponível em <http://www.itopf.com/knowledge-resources/documents-guides/document/tip-17-response-to-marine-chemical-incident/>. Acesso realizado em 15 de setembro de 2018.
- IWASAKI, I., Iron ore flotation. Theory and practice. **Minerals Engineering**, 35, 622–631. 1983.
- JACOB, A. C. P. Os 5 rios mais poluídos do Brasil. **Aquafluxus**, 23 dez. 2016. Disponível em: <<http://www.aquafluxus.com.br/os-5-rios-mais-poluidos-do-brasil>>. Acesso em: 4 maio 2017.
- JAMES H.L. Chemistry of iron-rich sedimentary rocks. **U.S. Geological Survey. Prof. Pap.**, 440p. 1966.
- _____. Sedimentary facies of iron-formation. **Economic Geology**, 49, 235 -293. 1954.
- JANOUSEK, V., NAVRATIL, T TRUBAC, J., STRNAD, L., LAUFEK, F., MINARIK, L. Distribution of elements among minerals of a single (muscovite-) biotite granite samples - an optimal approach and general implications. **Geologica Carpathica**, 65, 257-271. 2014.
- JENSEN, M.K., MADSEN, S.S., KRISTIANSEN, K. Osmoregulation and salinity effects on the expression and activity of Na⁺K⁺ -ATPase in the gills of European Sea Bass, *Dicentrarchus labrax* (L). **J. Exp. Zool.** 282, 290–300, 1998.
- JESUS, H. C.; AMORIM, N. R.; ALONSO, M. K. Investigação da poluição da Baía de Vitória-ES através da análise de metais, colimetria e agrotóxicos em sururus de mangue (*Mytella guyanensis*). In: XLVI CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 2006, Salvador/BA. **Anais...** Salvador, 2006. Disponível em: <<http://www.abq.org.br/cbq/2006/trabalhos2006/5/795-975-5-T1.htm>>. Acesso em: 10 ago 2018.
- JESUS, H. C.; COSTA, E. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 378-386, 2004.
- JOBLING, M. Osmotic and ionic regulation – water e salt balance. **Environmental Biology of Fishes**. Chapman & Hall, London. Fish and Fisheries, series 16, 1995.
- JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. C.; BRUNE, W.; PEREIRA, J. L.; BRAATHEN, P. C. Heavy metal dispersion from industrial wastes in the Vale do Aço, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Technology**, v. 17, p. 489-500, 1996.
- JOYEUX, J. C.; CAMPANHA FILHO, E. A.; JESUS, H. C. Trace metal contamination in estuarine fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 5, p. 765-774, 2004.
- JUNCÁ, F. A.; PAVAN, D.; JESUS, T.B.; ETEROVICK, P. Girinos como bioindicadores da qualidade da água do rio Doce. **Relatório Final Greenpeace**, junho, 2017. 33p.
- JUNG, H.S., LIM, D., XU, Z.K., KANG, J.H. Quantitative compensation of grain-size effects in elemental concentration: a Korean coastal sediments case study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 151, 69-77. 2014.
- KAMPER, E.J., ZIJLSTRA, W.G. Standardization of haemoglobinometry. In: Erythrocytometric methods and their standardization. **Clinica Chimica Acta**, v. 6 (4), 538-544, 1961.
- KANG, M. TIAN, Y. WANG, S. P. M. Effect of dissolved oxygen and nutrient levels on heavy metal contents and fractions in river surface sediments. **Science of the Total Environment**. V.648, 2019, pp. 861-870.
- KEEN, J.H., HABIG, W.H., JAKOBY, W.B. Mechanism for several activities of the glutathione-S-transferase. **Journal of Biological Chemistry**, v. 251, p. 6183–6188, 1976.
- KIRSCHNER, L.B. The mechanism of sodium chloride uptake in hyperregulating aquatic animals. **J Exp Biol** 207: 1439–1452, 2004.
- KLEIN, C., LADEIRA, E.A. Geochemistry and Petrology of Some Proterozoic Banded Iron-Formations of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Economic Geology**, 95, 405-428. 2000.
- KÜLTZ, D., SOMERO, G. Osmotic and thermal effects on in situ ATPase activity in permeabilized gill epithelial cells of the fish *Gillichthys mirabilis*. **Journal of Experimental Biology**, v. 198, pp. 1883–1894, 1995.

- LAGOEIRO, L E, Transformation of magnetite to hematite and its influence on the dissolution of iron oxide minerals, **Journal of Metamorphic Geology**, 16, 415–423. 1998.
- LAGOEIRO, L., VENTURINI, P.N., ROMANO, R., ENDO, I. Iron ore mineralogy of Paleoproterozoic iron formations from Iron Quadrangle, Brazil. In: M. Pechio (ed.), **Applied Mineralogy: development in science and technology**, 889-892. 2004.
- LÉCUYER, C. Seawater Residence times of some elements of geochemical interest and the salinity of the oceans. **Bulletin de la Societe Geologique de France**. 187. P. 245-260. 2016.
- LEITE, L. C., PEREIRA, C.D.S., VALADÃO, S.J., CORTEZ, V.F.S., PUSCEDDU, F.H. Avaliação Ecotoxicológica de Compostos Fenólicos em Ambientes Marinhos. **UNISANTA BioScience** – p. 76 - 81; Vol. 1 (2), 2012.
- LEJA, J., Surface Chemistry of Froth Flotation. **Plenum Press**, New York, USA. 758 pp. 1982.
- LEOHNHARDT, R. D. CARVALHO, E. C. PIEDADE, A. O. B. **Carta-resposta ao Ofício nº 9981/2018/MPF/GAB/FT – Presença da substância fenóis em rejeito**. 07 jan. 2019, Belo Horizonte – MG [para] Procuradoria da República no Estado de Minas Gerais. 33f.
- LEONARDO, F.; IZOTON, J.; VALIM, H. CREADO, E. TRIGUEIRO, A. SILVA, B. DUARTE, L. SANTANA. N. Rompimento da barragem de Fundão (SAMARCO/VALE/BHP BILLITON) e os efeitos do desastre na foz do Rio Doce, distritos de Regência e Povoação, Linhares (ES). **Relatório de pesquisa**. Vitória: GEPEDES. 2017. 114p.
- LEVINE, R. L., WILLIAMS, J. A., STADTMAN, E. R., SHACTER, E. Carbonyl assays for determination of oxidatively modified proteins. **Methods in Enzymology**, v. 233, p. 346–357, 1994.
- LI, D.; KAPLAN, D. I.; ROBERTS, K. A.; SEAMAN, J. C. Mobile Colloid Generation Induced by a Cementitious Plume: Mineral Surface-Charge Controls on Mobilization. **Environ. Sci. Technol.**, 2012, 46, 2755–2763.
- LI, M., CAO, J., CHEN, J., SONG, J., ZHOU, B., FENG, C., WANG, J. Waterborne fluoride exposure changed the structure and the expressions of steroidogenic-related genes in gonads of adult zebrafish (Danio rerio). **Chemosphere**, v. 145, p. 365–375, 2016.
- LIMA, E.S., ABDALLA, D.S.P. Peroxidação lipídica: mecanismos e avaliação em amostras biológicas. **Rev. Bras. Ciênc. Farmac.** 37: 293:303, 2001.
- LIMA E SILVA, C.; COSTA, A. T.; LANDA, G. G.; FONSECA, H. F. C.; SILVEIRA, A. Evaluation of sediment contamination by trace elements and the zooplankton community analysis in area affected by gold exploration in Southeast (SE) of the Iron Quadrangle, Alto Rio Doce, (MG) Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 2, p. 150-157, 2013.
- LIMA, H. S. Qualidade das águas superficiais da porção mineira da Bacia do Rio Doce e sua relação com aspectos socioambientais. 2016. Dissertação (Mestrado) - **Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG**, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. 170p.
- LIMÓN-PACHECO, J., GONSEBATT, M.E. The role of antioxidants and antioxidant-related enzymes in protective responses to environmentally induced oxidative stress. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 674, n. 1–2, p. 137–147, 2009.
- LINDE, A.R., GARCIA-VAZQUEZ, E. A simple assay to quantify metallothionein helps to learn about bioindicators and environmental health. **Biochemistry and Molecular Biology Education**, v. 34, no. 5, p. 360–363, 2006.
- LODENIUS, M., SOLONEN, T. The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. **Ecotoxicology**, v. 22, n. 9, pP. 1319-1334, 2013.
- LOPES, G. M. Flotação direta de minério de ferro. Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal de Ouro Preto**. 2009.
- LORING, D. H., RANTALA, R.T.T., Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. **Earth-Science Reviews**, 32, 235-283. 1992.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1987.

- LÜRLING, M.; SCHEFFER, M. Info-disruption: pollution and the transfer of chemical information between organisms. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, p. 374-379, 2007.
- MA, J., JINGYI, Z., WANYING, W., PANPAN, R., SIVAKUMAR, R., XIAOYU, L. Biochemical and molecular impacts of glyphosate-based herbicide on the gills of common carp. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 1288-1300, 2019.
- MA, M. Froth Flotation of Iron Ores. **International Journal of Mining Engineering and Mineral Processing**, 1(2): 56-61. 2012.
- MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.
- MAGRIS, A. RAFAEL, MARTA-ALMEIDA, MARTINHO, MONTEIRO, JOSE A.F., BAN NATALIE C. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing. **Science of the Total Environment**, 659 (2019) 828-840.
- MAIA, F. F. Elementos traços em sedimentos e qualidade da água de rios afetados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, MG. 2017. Dissertação (Mestrado). **Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Universidade Federal de Viçosa**, Viçosa, 2017. 57p.
- MALAGRINO, W. MESQUITA, C. H. SOUSA, E. C. P. M. Bioacumulação e eliminação de mercúrio por peixe-rei (*Xenomelanires brasiliensis*) - técnica dos radiotraçadores. **Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento**, p.1190-1194. 2002.
- MARIANO, W.S., OBA, E.T., SILVA DE ASSIS, H.C. Biomarcadores de estresse oxidativo em peixes. In: **Tópicos especiais em saúde e criação animal**. SARAN NETO, A., MARIANO, W.S. SÓRIA, S.F.P. (Orgs.), São Carlos: Pedro & João Editores, 2009.
- MARINHA DO BRASIL, Boia Vitoria, **Centro de Hidrografia da Marinha**. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/chm/dados-do-pnboiaboias/boia-vitoria>>. Acesso em 2017.
- MARQUES, C.C., GABRIEL, S.I., PINHEIRO, T., VIEGAS-CRESPO, A.M., DA LUZ MATHIAS, M., BEBIANNO, M.J. Metallothionein levels in Algerian mice (*Mus spretus*) exposed to elemental pollution: An ecophysiological approach. **Chemosphere**, v. 71, n. 7, p. 1340-1347, 2008.
- MARSHAK, S., TINKHAM, D., ALKMIM, F.F., BRUECKNER, H. Dome-and-keel provinces formed during Paleoproterozoic orogenic collapse- Diapir clusters or core complexes? Examples from the Quadrilátero Ferrífero (Brazil) and the Penokean Orogen (USA). **Geology** 25, 415e418. 1997.
- MARSHALL, W.S.; GROSELL, M. Ion transport, osmoregulation and acid-base balance. In **Physiology of Fishes**. Vol. 3 (ed. D. Evans and J. B. Claiborne), pp. 177-230. Boca Raton: CRC Press, 2005.
- MARTA-ALMEIDA, M.; MENDES, R.; AMORIM, F. N.; CIRANO, M.; DIAS, J. M. "Fundão Damcollapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. **Marine Pollution Bulletin**, 112, 2016, p. 359-364.
- MARTIN, J.-M., MEYBECK, M., Elemental mass balance of material carried by major world rivers. **Marine Chemistry**, 7, 173-206. 1979.
- MASON, B.H. **Princípios de Geoquímica**. Ed. Polígono S.A., São Paulo-S.P. 403p. 1971.
- MASON, O. U., CANTER, E. J., GILLIES, L. E., PAISIE, T. K., & ROBERTS, B. J. (2016). Mississippi river plume enriches microbial diversity in the northern gulf of Mexico. **Frontiers in microbiology**, 7, 1048.
- MATEO, R., TAGGART, M.A., GREEN, A.J., CRISTÓFOL, C., RAMIS, A., LEFRANC, H., FIGUEROLA, J., MEHARG, A.A. Altered porphyrin excretion and histopathology of greylag geese (*Anser anser*) exposed to soil contaminated with lead and arsenic in the Guadalquivir Marshes, southwestern Spain. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 25, n. 1, p. 203-212, 2006.
- MCCARTHY, J. F.; ZACHARA, J. M. Subsurface transport of contaminants - Mobile colloids in the subsurface environment may alter the transport of contaminants. **Environ. Sci. Technol.**, 1989, 23, 496-502.
- MCCORD, J.E., FRIDOVICH, I. Superoxide dismutase. An enzymic function for erythrocyte (hemocuprein). **Journal of Biological Chemistry**, v. 244, p. 6049-6055, 1969.

- MCNAMARA, J.C.; FARIA, S.C. Evolution of osmoregulatory patterns and gill ion transport mechanisms in the decapod Crustacea: a review. **J Comp Physiol** 182B: 997-1014, 2012.
- MENDES, M., LAGOEIRO, L. Microstructures, crystallographic fabric development and deformation mechanisms in natural hematite aggregates deformed under varied metamorphic conditions. **Journal of Structural Geology**, 40, 29-43. 2012.
- MÉNDEZ, L.; ALVAREZ-CASTAÑEDA, S. T. Comparative analysis of heavy metals in two species of Ichthyophagous bats *Myotis vivesi* and *Noctilio leporinus*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 65, n. 1, p. 51-54, 2000.
- MENZIKOV, S.A. Effect of phenol on the GABAAR-coupled $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ -ATPase from fish brain: An in vitro approach on the enzyme function. **Toxicology in vitro** 46, 129-136, 2018.
- MILLÁN, J., MATEO, R., TAGGART, M.A., LÓPEZ-BAO, J.V., VIOTA, M., MONSALVE, L., CAMARERO, P.R., BLÁZQUEZ, E., JIMÉNEZ, B. Levels of heavy metals and metalloids in critically endangered Iberian lynx and other wild carnivores from Southern Spain. **Science of the Total Environment**, v. 399, n. 1-3, p. 193-201, 2008.
- MILONAS, J. G. **Análise do Processo de Reconstituição de Amostras para Caracterização do Comportamento de Barragens de Rejeitos de Minério de Ferro em Aterro Hidráulico**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Distrito Federal. 2006.
- MOMMSEN, T.P., VIJAYAN, M.M., MOON, T.W. Cortisol in teleosts: dynamics, mechanisms of action, and metabolic regulation. **Rev. Fish Biol. Fish.** 9: 211–268, 1999.
- MONSERRAT, J.M., MARTÍNEZ, P.E., GERACITANO, L.A., AMADO, L.L., MARTINS, C.M.G., PINHO, G.L.L., CHAVES, I.S., FERREIRA-CRAVO, M., VENTURA-LIMA, J., BIANCHINI, A. Pollution biomarkers in estuarine animals: Critical review and new perspectives. **Comp. Biochem. Physiol.** 46: 221-234, 2007.
- MONTALVÃO, M.F.; SOUZA, J.M.; GUIMARÃES, A.T.B.; SILVA, W.M.; MALAFAIA, G. Genotoxicidade e citotoxicidade de rãs-touro (*Litho catesbeianus*) expostas à efluentes de curtume. **Anais do V Congresso Estadual de Iniciação Científica e Tecnológica do IF Goiano IF Goiano- Campus Iporá**, 21 a 23 de setembro, 2016.
- MORAIS, A. C. T. Concentração de metais pesados em peixes teleósteos do Rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil. 2009. Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-graduação em Biologia Animal**, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
- MOREIRA, R. P. G. Bioacumulação de metais pesados em *Amphimedon viridis* (Duchassaing & Michelotti, 1864) com ocorrência em habitats costeiros bentônicos da região da grande Vitória, Espírito Santo. 2011. Dissertação (Mestrado) – **Centro Universitário de Vila Velha**, Vila Velha, 2011.
- MORGENSTERN, N. R. VICK, S. G. VIOTTI, C. B. WATTS, B. D. **Fundão Tailings Dam Review Panel - Report on the Immediate Causes of the Failure of the Fundão Dam**. Agosto de 2016.
- MORRIS R.C. Genesis of iron ore in banded iron-formation by supergene and supergene-metamorphic processes – A conceptual model, In: K. Wolf (ed), **Handbook of Stratabound and Stratiform Ore Deposits**, 13, Elsevier, 73-235. 1985.
- MOTTA, H. P. G. **Comportamento de um Rejeito de Transição em Centrífuga Geotécnica**, 132p., Dissertação de mestrado. COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2008.
- MOUNEYRAC, C.; AMIARD-TRIQUET, C. Biomarkers of ecological relevance. In: Féard, J.; Claise, C. (Eds.) **Encyclopedia of Aquatic Toxicology**. Springer, Berlin, 210-219 pp., 2013.
- MUNIZ, D.H.F.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. **Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente**. Universitas: Ciências da Saúde, v. 4, n. 1/2, p. 83-100, 2006.
- MURCK, B. W.; SKINNER, B. J.; PORTER, S. C. **Environmental Geology**. New York: John Wiley & Sons, 1995.
- NAKHAEI, F., IRANNAJAD, M. Reagents types in flotation of iron oxide minerals: A review. **Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review**, 39, 2, 89-124. 2018.
- NANNI, M.R.; POVH, F.P.; DAMATTÊ, J.A.M.; OLIVEIRA, R.B. de; CHICATI, M.L.; CEZAR, E. Optimum size in grid soil sampling for variable rate application in sitespecific management. **Scientia Agricola**, v.68, p.386392, 2011.

- NASCIMENTO, C.C., HORTA, M.C. Didelphimorpha (Gambá e Cuicas) In: Cubas, Silva e Catão-Dias, 2014. **Tratado de Animais Selvagens - Medicina Veterinária**. 2 ed. São Paulo: Rocca, 2014, v.1. p. 682-706, 2014.
- 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.
- NELSON, J. S. **Fishes of the world**. 4. ed. New York: John Wiley & Sons, 2006.
- NETO, R. R.; SÁ, F.; CARNEIRO, M. T. W. D.; COSTA, E. S.; RODRIGUES, D. R. P. The worst brazilian environmental disaster altered the distribution of metals in water at the Doce river estuary and marine region. In: 18th International Conference on Heavy Metals in the Environment, 12 to 15 September 2016, **Anais...** Ghent, Belgium, 2016.
- NEVES, I. F. et al. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of rotifera and cladocera diversity. **Braz. J. Biol.**, v. 63, n. 2, p. 329-343, 2003.
- NIENCHESKI, L. F.; MACHADO, E. C.; SILVEIRA, I. M. O.; FLORES MONTES, M. J. Metais traço em peixes e filtradores em quatro estuários da costa brasileira. **Tropical Oceanography**, v. 42, n. 1, p. 94-106, 2014.
- NIKINMAA, M. **An Introduction to Aquatic Toxicology**, 1st. Edition, Academic Press, 252p., 2014.
- NRIAGU, J.O. A silent epidemic of environmental metal poisoning? **Environmental Pollution**, v. 50, pp. 139-161, 1988.
- OHE, T., WATANABE, T., WAKABAYASHI, K. Mutagens in surface waters: a review. **Mutation Research/ Reviews in Mutation Research**, v. 567, n. 2-3, p. 109-149, 2004.
- OJHA, J. Fish gills: potential indicators of ecodegradation of aquatic environments. In: MITTAL, A. K.; EDDY, F. B.; DATTAMUNSHI, J. S. (Editores). **Water/air transition in biology**. E.U.A.: Science Publishers, cap. 18, p. 263 – 279, 1999.
- OLIVEIRA, I. A.; MARQUES JUNIOR, J.; CAMPOS, M. C. C.; AQUINO, R. E. DE; FREITAS, L. DE; SIQUEIRA, D. S.; CUNHA, J. M. DA. Variabilidade Espacial e Densidade Amostral da Suscetibilidade Magnética e dos Atributos de Argissolos da Região de Manicoré, AM. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 39(3), 668-681. 2015.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA/ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (FAO/OMS). **Codex Alimentarius Commission: Food standards programme codex committee on contaminants in foods**. In: 10th session, Rotterdam, March, 2016. Disponível: http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252F_codex%252FMeetings%252FCX-735-10%252FWD%252Fcf10_INF1e.pdf. Acesso em: 10 de outubro de 2017.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS) - **Programa Internacional de Segurança Química: Substâncias químicas perigosas à saúde e ao ambiente**/Tradução: Janaína Conrado Lyra da Fonseca, Mary Rosa Rodrigues de Marchi, Jassyra Conrado Lyra da Fonseca. São Paulo: Cultura Acadêmica, 120 p., 2008.
- ORGANON, Núcleo de Estudo, Pesquisa e Extensão em Mobilizações Sociais. Impactos socioambientais no Espírito Santo da ruptura da barragem de rejeitos da Samarco - **Relatório preliminar**. Novembro/ dezembro, 2015. 105p.
- O'SHEA, T. J.; CLARK, D. R. Jr.; BOYLE, T.P. Impacts of mine-related contaminants on bats. **U.S. Department of Interior**, Office of Surface Mining and Coal Research Center, Southern Illinois University. 2000.
- O'SHEA, T. J.; EVERETTE, A. L.; ELLISON, L. E. Cyclodiene insecticide, DDE, DDT, arsenic, and mercury contamination of big brown bats (*Eptesicus fuscus*) foraging at a Colorado Superfund site. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 40, p. 112-120. 2001.
- PACHANA, K., WATTANAKORN SIRI, A., NANUAM, J. Heavy Metal Transport and Fate in the Environmental Compartments. **Naresuan Science Journal**, 7(1): 1-11, 2010.

- PAIVA, R. C. D.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Large scale hydrologic and hydrodynamic modeling using limited data and a GIS based approach. **Journal of Hydrology**, v. 406, p. 170-181, 2011.
- PALANSOORIYA, K. N. et. al. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. **Environment International**. V. 134. 2020.
- PALMIERI, H. E. L. Distribuição, especiação e transferência de Hg e As para a biota em áreas do sudeste do Quadrilátero Ferrífero, MG. 2006. Tese (Doutorado) – **Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais do Departamento de Geologia da Escola de Minas**, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2006. 193p.
- PALMIERI, H. E. L.; LEONEL, L. V. Determination of methylmercury in fish tissue by gas chromatography with microwave-induced plasma atomic emission spectrometry after derivatization with sodium tetraphenylborate. **Fresenius Journal of Analytical Chemistry**, v. 366, p. 466-469, 2000.
- PANDEY, S., PARVEZ, S., SAYEED, I., HAQUE, R., BIN-HAFEEZ, B., RAISUDDIN, S. Biomarkers of oxidative stress: a comparative study of river Yamuna fish Wallago attu (Bl. & Schn.). **Sci. Total. Environ.** 309: 105 – 115, 2003.
- PARREIRAS, M. **Retrato do descaso, Rio Piracicaba está sufocado por minério, esgoto e assoreamento**. 8 abr. 2014b. Disponível em: <<http://www.em.com.br/app/noticia/especiais/nascentes/2014/04/08/noticiasinternas-nascentes,516595/retrato-do-descaso-rio-piracicaba-esta-sufocado-por-minerio-esgoto-e.shtml>>. Acesso em: 4 maio 2017.
- _____. **Rio Doce, que começa a correr quase morto, tem a bacia mais degradada de Minas**. 8 abr. 2014a. Disponível em: <<http://www.em.com.br/app/noticia/especiais/nascentes/2014/04/08/noticiasinternas-nascentes,516596/rio-doce-que-comeca-a-correr-quase-morto-tem-a-bacia-mais-degradada.shtml>>. Acesso em: 4 maio 2017.
- PASCALICCHIO, A.E. **Contaminação por metais pesados: saúde pública e medicina ortomolecular**, Annablume, São Paulo, 2002. 132p.
- PAZ, A. R.; BRAVO, J. M.; ALLASIA, D.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Large-scale hydrodynamic modeling of a complex river network and floodplains. **Journal of hydrologic engineering**, v. 15, n. 2, p. 152-165, 2010.
- PEDROZO, C. S.; ROCHA, O. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 17, n. 4, p. 445-464, 2005.
- PEGORARO, R. F., SILVA, I. R., NOVAIS, R. F., BARROS, N. F., FONSECA, S. Fenóis derivados da lignina, carboidratos e aminoácidos em serapilheira e solos cultivados com eucalipto em sistemas convencional e fertirrigado. **Revista Árvore**, 37(3), 519-529. 2013.
- PEREIRA, A. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ANDRADE FILHO, M. C. Aspectos qualitativos de águas de lagoas costeiras e seus fatores influentes – Estudo de Caso: Lagoa Mãe-Bá, Espírito Santo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 1, p. 63-77, 2006.
- PEREIRA, A. A.; VAN HATTUM, BROUWER, A. Hepatic retinoid levels in seven fish species (teleosts) from a tropical Coastal lagoon receiving effluents from iron-ore mining and processing. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, p. 408-416, 2012.
- PEREIRA, A. A.; VAN HATTUM, B.; BROUWER, A.; VAN BODEGOM, P. M.; REZENDE, C. E.; SALOMONS, W. Effects of iron-ore mining and processing on metal bioavailability in a tropical coastal lagoon. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 239–252, 2008.
- PEREIRA, A. A.; VAN HATTUM, B.; BROUWER, A.; VAN BODEGOM, P. M.; REZENDE, C. E.; SALOMONS, W. Effects of iron-ore mining and processing on metal bioavailability in a tropical coastal lagoon. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 239-252, 2008.
- PEREIRA, A. A.; VAN HATTUM, B.; DE BOER, J.; VAN BODEGOM, P. M.; REZENDE, C. E.; SALOMONS, W. Trace elements and carbon and nitrogen stable isotopes in organisms from a Tropical Coastal Lagoon. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 59, p. 464-477, 2010.
- PEREIRA, L. S.; RIBAS, J. L. C.; VICARI, T.; SILVA, S. B.; STIVAL, J.; BALDAN, A. P.; VALDEZ DOMINGOS, F. X.; GRASSI, M. T.; CESTARI, M. M.; SILVA DE ASSIS, H. C. Effects of ecologically relevant concentrations of cadmium in a freshwater fish. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 130, p. 29–36, 2016.

- PEREIRA, S. R. N. O uso de óleos apolares na flotação catiônica reversa de um minério de ferro. Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal de Minas Gerais**. 2004.
- PERRY, S.F.; MATTHEW, L.B.; JOHNSON, D.A. Cloning and molecular characterization of the trout (*Oncorhynchus mykiss*) vacuolar H⁺-ATPase B subunit. **J Exp Biol** 203: 459- 470, 2000.
- PESSIER, A.P. Edematous Frogs, Urinary Tract Disease, and Disorders of Fluid Balance in Amphibians. **Journal of Exotic Pet Medicine**, v. 18, n. 1, p. 4–13, 2009.
- PIETRO, D.M., MARTÍN-LIÑARES, PIÑEIRO,V. & BARRAL, M.T. Arsenic Transfer from As-Rich Sediments to River Water in the Presence of Biofilms. **J. Chem** 2016: 2–14. 2016.
- PINTILIE, S.; BRÂNZĂ, L.; BEȚIANU, C.; PAVEL, L. V.; UNGUREANU, F.; GAVRILESCU, M. Modelling and simulation of heavy metals transport in water and sediments. **Environmental Engineering and Management Journal**, 6 (2): 153-161, 2007.
- PINTO-COELHO, R. M. Existe governança das águas no Brasil? Estudo de caso: O rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico UFMG**, v. 24, n. 1, p. 16-43, 2015.
- PIRES, F.R.M. Textural and mineralogical variation during metamorphism of the proterozoic Itabira iron formation in the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciência**, 67, 77-105. 1995.
- PIRES, J. M. M.; LENA, J. C. de; MACHADO, C. C.; PEREIRA, R. S. Potencial poluidor de resíduo sólido da Samarco Mineração: estudo de caso da Barragem de Germano. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, 27, 393, 2003.
- POEMAS - Grupo Política, Economia, Mineração, Ambiente e Sociedade. Antes fosse mais leve a carga: avaliação dos aspectos econômicos, políticos e sociais do desastre da Samarco/Vale/BHP em Mariana (MG). **Relatório Final**. 2015. 103p.
- PORTO, R. M. Hidráulica Básica, 4a. Edição Projeto REENGE, EESC/USP, 2006.
- PORTZ, D. E.; WOODLEY, C. M.; CECH JR, J. J. Stress-associated impacts of short-term holding on fishes. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 16, p. 125-170, 2006.
- PUPPIM, L. G. Avaliação de metais pesados e biomarcadores fecais no sedimento da foz do rio Doce, Linhares – ES. 2005. Monografia - **Curso de graduação em Oceanografia da UFES**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2014. 48p.
- QUEIROZ, H.M. NÓBREGA, G. FERREIRA, T. ALMEIDA, L. ROMERO, T. et. al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of the Total Environment** 637–638, p. 498–506. 2018.
- QUEIROZ, M. T. A. Bioacumulação de metais pesados no rio Piracicaba, Minas Gerais, aplicando a análise por ativação neurotrônica instrumental. 2006. Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial do Centro Universitário do Leste de Minas Gerais**, UNILESTE, MG, Coronel Fabriciano, 2006.
- QUEIROZ, M. T. A.; SABARÁ, M. G.; QUEIROZ, C. A.; LEÃO, M. M. D.; AMORIM, C. C.; LIMA, L. R. P. Estudo sobre os teores de tório, urânio e potássio nas águas superficiais e sedimento marginal do rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 371-380, 2017.
- RABELO, P.J.B. Estudos de caracterização e redução do teor de fósforo do minério de ferro da mina de Alegria, Mariana, MG. Dissertação de Mestrado – **Universidade Federal de Minas Gerais**. 1994.
- RAMOS, W. E. S. Contaminação por mercúrio e arsênio em Ribeirões do Quadrilátero Ferrífero – MG, em área de mineração e atividades garimpeiras. 2005. Tese (Doutorado) – **Programa de Pós-graduação em Agroquímica, Universidade Federal de Viçosa**, Viçosa, 2005.
- RANDALL, D.J., BURGGREN, W., FRENCH, K. **Fisiologia Animal: Mecanismos e Adaptações**. 4ª Edição. Editora Guanabara Koogan. Rio de Janeiro, RJ. 729 p., 1999.
- RANDALL, D.J., PERRY, S.F. Catecholamines. **Fish Physiology**, v.12, p. 255-300, 1992.

- REDE RIO DOCE MAR (RRDM). Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da área Ambiental I: Relatório semestral – seção 1, **RT 03 RRDM/Abril 2019**, Vitória, Espírito Santo, 2019.
- REZENDE, V. A. Estudo do comportamento de barragem de rejeito arenoso alteada por montante. 2013. Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-Graduação em Geotecnia**, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2013.
- RHODES, V. P. Distribuição de mercúrio e arsênio nos sedimentos da área afetada por garimpo ouro – rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG. 2010. Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais**, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Prato, 2010.
- RIBO, J. M., ROGERS, F. Toxicity of mixtures of aquatic contaminants using the luminescent bacteria bioassay. **Toxicity Assessment**, 5 (2), p. 135–152. 1990.
- ROBERTS, Philip JW et al. **Marine wastewater outfalls and treatment systems**. IWA publishing, 2010.
- ROCHE, H., BOGÉ, G. Fish blood parameters as a potential tool for identification of stress caused by environmental factors and chemical intoxication. **Mar. Environ. Res.** 41: 27- 43, 1996.
- RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G.; COSTA, A. T.; NALINI JÚNIOR, H. A. Iron ore mining promotes iron enrichment in sediments of the Gualaxo do Norte River basin, Minas Gerais State, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, p. 4177–4186, 2014.
- ROLLINSON, H.R. Using Geochemical Data: Evolution, Presentation, Interpretation. **Longman Scientific and Technical**, England. 1993.
- ROMANOWICZ, R. J.; OSUCH, M.; GRABOWIECKA, M. (2013). On the choice of calibration periods and objective functions: A practical guide to model parameter identification. **Acta Geophysica**, v. 61, n. 6, p. 1477-1503.
- ROSIÈRE, C. A.; SIEMES, H.; QUADE, H.; BROKMEIER, H. G.; JANSEN, E. M. Microstructures, textures and deformation mechanisms in hematite. **Journal of Structural Geology**, v. 23, n. 9, p. 1429-1440, 2001.
- 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.
- ROUX, F. Fish cell lines and their potential uses in ecotoxicology: from cytotoxicity studies and mixture assessment to a co-culture model and mechanistic analyses. **Department of Biological and Environmental Sciences**. University of Gothenburg, 2015.
- SALES, S. C. M. Avaliação ecotoxicológica de impactos da contaminação por metais e arsênio em áreas de mineração e beneficiamento de ouro em Minas Gerais. 2013. Tese (Doutorado) - **Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da UFMG**, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013. 158p.
- SAMARCO. **Esclarecimentos sobre a água do rio Doce e do mar, bioacumulação em peixes e diálogo**. 2016. 9p. Disponível em http://samarco.com/wp-content/uploads/2016/06/Paper_Agua_23-06.pdf. Acesso em: 29 de setembro de 2017.
- SANCHEZ, W., BURGEOT, T., PORCHER, J. A novel “Integrated Biomarker Response” calculation based on reference deviation concept. **Environmental Science Pollution Research**, v. 20, p. 2721-2725, 2013.
- SANTOS, L. F.; GARCIA, S. R. **Início e Fim da Estação Chuvosa no Estado de Minas Gerais: Comparação de Duas Metodologias Diferentes**. Rev. bras. meteorol., São Paulo, v. 31, n. 1, p. 92-104, Mar. 2016.
- SANTOS, R., JOYEUX, A. PALLUEL, O., PALOS-LADEIRO, M., BESNARD, A., BLANCHARD, C., PORCHER, J.M., BONY, S., DEVAUX, A., SANCHEZ, W. Characterization of a Genotoxicity Biomarker in Three-Spined Stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.): Biotic Variability and Integration in a Battery of Biomarkers for Environmental Monitoring. **Environmental Toxicology**, v. 31, p. 415-426, 2016.
- SARMIENTO, A. M.; DELVALLS, A.; NIETO, J. M.; SALAMANCA, M. J.; CARABALLO, M. A. Toxicity and potential risk assessment of a river polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 4763–4771, 2011.

- SARTORI, É.; COSTA, L. H. V.; SOUZA, D. L.; RANGEL, T. P.; ALMEIDA, D. Q. R.; REZENDE, C. E.; VERGILIO, C. S. Comparação entre matrizes ambientais (água e sedimento) como fonte de contaminação por metais para peixes. In: XXI Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XVII Encontro Latino Americano de Pós-Graduação e VII Encontro de Iniciação à Docência, Universidade do Vale do Paraíba, **Anais...**, São José dos Campos, Brasil, p. 1-6, 2017.
- SCHUMACHER, J. Reptiles and Amphibians. In Thurmon, J.C. Tranquilli, W.J. e Benson, G.J. Lumb & Jones' **Veterinary Anesthesia**. 3ed. Lippincott Williams and Wilkins. pp 670-685, 1996.
- SCHMID, W. The Micronucleus Test. **Mutation Research**, v. 31(1), p. 9-15, 1975.
- SCOTT, G. R.; SLOMAN, K. A. The effects of environmental pollutants on complex fish behavior: integrating behavioral and physiological indicators of toxicity. **Aquatic Toxicology**, v. 68, p. 369-392, 2004.
- SECRETARIA DE ESTADO DE DESENVOLVIMENTO REGIONAL DE POLÍTICA URBANA E GESTÃO METROPOLITANA DO GOVERNO DE MINAS GERAIS (SEDRU). **Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG**. Responsável: Grupo da Força-Tarefa. Belo Horizonte, 2016. 287p.
- SEGURA, F. R.; NUNES, E. A.; PANIZ, F. P.; PAULELLI, A. C. C.; RODRIGUES, G. B.; BRAGA, G. Ú. L.; DOS REIS P. F., WALTER, B., FERNANDO, C., GISELLE, S., FERREIRA F.; BATISTA, B. L. **Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil)**. Environmental pollution. Vol: 218, P: 813-825. 2016.
- SELMI, M., LAGOEIRO, L., ENDO, I. Geochemistry of hematite and Itabirite, Quadrilátero Ferrífero, Brazil. **Revista da Escola de Minas**, 62, 35-43. 2009.
- SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; JÚNIOR, R. F.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. M.; VIANA, A. J. S.; ARDISSON, J. D.; FERNANDEZ-OUTON, L. E.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S.; SILVA, L. C. Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço**, v. 5, n. 2, p. 44-53. 2016.
- SILVA, A. G. Alterações histopatológicas de peixes como biomarcadores da contaminação aquática. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Área de Concentração Zoologia). **Universidade Estadual de Londrina**, Paraná, 80p. 2004.
- SILVA, D. L.; FERREIRA, M. C.; SCOTTI, M. R. O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico UFMG**, v. 24, n. 1, 136-158, 2015.
- SILVA, F.D., SILVA, C.L., PORTES, R.G.R., HOFFMAN, E., OLIVEIRA, R.S., MARTINS, M., SILVA, C.O., SILVA, F.C. avaliação ecotoxicológica da água do igarapé Ouro Preto utilizando a espécie bioindicadora *Leptodactylus petersii*. **South American Journal of Basic Education, Technical and Technological**, v.5, n. 2, pp. 69-87, 2018.
- SILVA, I. F. L. Contribuições para o diagnóstico ambiental da parte média e inferior da bacia do Rio Piracicaba, MG. 2010. Dissertação (Mestrado) - **Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto**, Ouro Preto, 2010. 127p.
- SILVA NETO, G.M. **Avaliação dos parâmetros funcionais e histológicos associados à exposição do peixe beijupirá *Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766) a concentrações subletais de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)**. 2015. 56 f. Universidade de São Paulo, 2015.
- SILVEIRA, U.S., LOGATO, P.V.R., PONTES, E.C. Utilização e Metabolismo dos carboidratos em peixes. **Revista Eletrônica Nutritime**, v. 6, n. 1, p. 817–836, 2009.
- SINGH, N.P., MCCOY, M.T., TICE, R.R., SCHNEIDER, E.L.A. Single technique for quantification of low levels of DNA damage in individual cells. **Experimental Cellular Research**, v. 175, p. 184-191, 1988.
- SISINNO, C.L.S., OLIVEIRA-FILHO, E.C. Principios de Toxicologia Ambiental. **Interciência**, Rio de Janeiro – RJ, 216p, 2013.
- SKEAFF, J. M., DURBEUIL, A. A., BRIGHAM, S. I. The concept of persistence as applied to metals for aquatic hazard identification. **Environmental Toxicology and Chemistry** 21, 2581–2590, 2002.

- SMITH, P.N., COBB, G.P., GODARD-CODDING, C., HOFF, D., MCMURRY, S.T., RAINWATER, T.R., REYNOLDS, K.D. Contaminant exposure in terrestrial vertebrates. **Environmental Pollution**, v. 150, n. 1, p. 41-64, 2007.
- SOLÉ, M.; MAÑANÓS, E.; BLÁZQUEZ, M. Vitellogenin, sex steroid levels and gonadal biomarkers in wild *Solea solea* and *Solea senegalensis* from NW Mediterranean fishing grounds. **Marine Environmental Research**, v. 117, n. 2016, p. 63–74, 2016.
- SOUZA-BASTOS, L. R.; BASTOS, L. P.; CARNEIRO, P. C. F.; GUILOSKI, I. C.; SILVA DE ASSIS, H. C.; PADIAL, A. A. ; FREIRE, C. A. Evaluation of the water quality of the upper reaches of the main Southern Brazil river (Iguaçu river) through in situ exposure of the native siluriform *Rhamdia quelen* in cages. **Environmental Pollution**, v. 1, p. 1245-1255, 2017.
- SOUZA-BASTOS, L.R., FREIRE, C.A. The handling of salt by the neotropical cultured freshwater catfish *Rhamdia quelen*. **Aquaculture** 289: 167-174, 2009.
- SOUZA, I. C.; DUARTE, I. D.; PIMENTEL, N. Q.; ROCHA, L. D.; MOROZESK, M.; BONOMO, M. M.; AZEVEDO, V. C.; PEREIRA, C. D. S.; MONFERRÁN, M. V.; MILANEZ, C. R. D.; MATSUMOTO, S. T.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Matching metal pollution with bioavailability, bioaccumulation and biomarkers response in fish (*Centropomus parallelus*) resident in neotropical estuaries. **Environmental Pollution**, v. 180, p. 136-144, 2013.
- SOUZA, T.S., FONTANETTI, C.S. DNA damage of erythrocytes of fish *Oreochromis niloticus* (Perciformes, Cichlidae), after acute exposure to river water receiving effluent from an oil refinery. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 7, n. 2, 17- 22, 2012.
- SOUZA, V. L. B.; LIMA, V.; HAZIN, C.A.; FONSECA, C. K. L.; SANTOS, S. O. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 3, n. 1A, p. 1-13, 2015.
- SOUZA, W. R. Análise de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos – HPAs – Em sedimentos do Ribeirão do Funil na região de Ouro Preto – MG. Dissertação (Mestrado) - **Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Ouro Preto**, Ouro Preto, 2007. 95p.
- SPIER, C.A., OLIVEIRA, S.M.B., SIAL, A.N., RIOS, F.J. Geochemistry and genesis of the banded iron formations of the Cauê Formation, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Precambrian Research**, 152,170–206. 2007.
- STAVROS, H.C.W., BOSSART, G.D., HULSEY, T.C., FAIR, P.A. Trace elements concentrations in blood of free-ranging bottlenose (*Tursiops truncatus*): Influence of age, sex and location. **Marine Pollution Bulletin**, v.56, n.2, p. 371-379, 2008.
- STIEN, X., PERCIC, P., GNASSIA-BARELLI, M., ROMÉO, M., LAFAURIE, M. Evaluation of biomarkers in caged fishes and mussels to assess the quality of waters in a bay of the NW Mediterranean Sea. **Environ. Poll.** 99: 339 – 345, 1998.
- SZIKSZAY, M. **Geoquímica das águas**. 2012. Disponível em: file:///C:/Users/I01283/Downloads/45351-Texto%20do%20artigo-54095-1-10-20121002.pdf; acessado em 30.jan.2020.
- TEIXEIRA, V.N. Rodentia: Roedores exóticos (rato, camundongo, hamster, gerbilo, proquinho-da-índia e chinchila). In: Cubas, Silva e Catão-Dias, 2014. **Tratado de Animais Selvagens - Medicina Veterinária**. 2 ed. São Paulo: Rocca, 2014, v.1. p. 1169-1208, 2014.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation Of Particulate Trace Metals. **Analytical Chemistry**, vol. 51, no. 7, 1979, 844-851.
- TETRATECH. Relatório de Controle de Atividades – Mopdelagem Hidrodinâmica para o período de 10 de novembro de 2015 a 07 de janeiro de 2016. **Relatório Técnico – RT- ECV-ECV-009/16**. Econsevation, Tetrattech e Samarco. 18/01/2016.
- THIES, M., GREGORY, D. Residues of lead, cadmium, and arsenic in livers of Mexican FreeTailed bats. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 52, p. 641-648, 1994.
- THOPHON, S.; KRUATRACHUE, M.; UPATHAM, E.S.; POKETHITIYOOK, P.; SAHAPHONG, S.; JARITKHUAN, S. Histopathological alterations of white seabass, *Lates calcarifer*, in acute and subchronic cadmium exposure. **Environmental Pollution**. v. 121, p. 307 – 320, 2003.

- THURMON, J.C., TRANQUILLI, W.J., BENSON, G.J. Anesthesia of wild, exotic, and laboratory animals. In: Thurmon, J.C. Tranquilli, W.J. e Benson, G.J. Lumb & Jones' **Veterinary Anesthesia**. 3ed. Lippincott Williams and Wilkins. pp 686-735, 1996.
- TOKARZ, MÖLLER, G., HRABE DE ANGELIS, M., ADAMSKI, J. Steroids in teleost fishes: A functional point of view. **Steroids**, v. 103, p. 123–144, 2015.
- TORKZABAN, S.; BRADFORD, S. A. Critical role of surface roughness on colloid retention and release in porous media. **Water Research** 88 (2016) 274-284.
- TOWNSELL, J. **The World of Chemical Safety**. EHS outloud blog. Disponível em: <https://www.ehstoday.com/ehs-outloud-blog/article/21918454/the-world-of-chemical-safety>; acessado em 31.jan.2020.
- TRENDALL, A.F. Introduction. In A.F. Trendall and R.C. Morris, Eds., **Iron-Formation: Facts and Problems**, 1–11. Elsevier, Amsterdam. 1983.
- TRUHAUT, R. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 1, p. 151-173, 1977.
- UFES – Universidade Federal do Espírito Santo. Monitoramento da influência da pluma do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015: processamento, interpretação e consolidação de dados. **Rede UFES – rio Doce**, Vitória, 2017. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doce.pdf> Acessado em: 06 de abril de 2018.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Toxicological Review of Phenol**. 2002.
- _____. **Method 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices**. Philadelphia PA, Washington, DC. 1996.
- _____. **EPA 3550C - Ultrasonic Extraction, part of Test Methods for Evaluating Solid Waste**. 2007.
- _____. **EPA 5021A – Volatile organic compounds in various samples matrices using equilibrium headspace analysis**. 2014.
- _____. **EPA 8260C – Volatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)**. 1996.
- _____. **EPA 8270D – Semivolatile Organic Compounds by gas chromatography/mass spectrometry**. 2014.
- _____. **EPA 8270E - Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS)**. 2018.
- _____. **EPA 9065 - Phenolics (Spectrophotometric, Manual 4-AAP with Distillation), part of Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods**. 1986.
- UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (UERJ). **Estudo preliminar sobre a detecção da pluma de sedimentos do Rio Doce sobre o Parque Nacional dos Abrolhos-BA, para o evento de 5-6 de Janeiro 2016**. Rio de Janeiro, RJ, 4 de maio. 2016.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO (UFES). **Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na Plataforma Adjacente a Foz do rio Doce: Embarque NOc Vital de Oliveira**. Vitória, fevereiro, 2016a. 17p.
- _____. **Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados**, Vitória, 2017. 254p.
- _____. **Relatório Técnico Parcial das análises realizadas em amostras coletadas na Plataforma Adjacente a Foz do rio Doce, APA Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos: Embarque Soloncy Moura**, Vitória, abril, 2016b. 24p.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI (UFVJM). **Relatório da contaminação dos peixes capturados na região do médio rio Doce, na microrregião de Governador Valadares, MG**. 2017. 10p.

- VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57-149, 2003.
- VAN GESTEL, C.A.M.; VAN BRUMMELEN, T.C. Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. **Ecotoxicology**, v. 5, p. 217-225, 1996.
- VAREJÃO, E. V. V. Distribuição de mobilidade de arsênio e metais pesados em ribeirões do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. 2008. Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-Graduação em Agroquímica**, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- VARGAS, I. B.; MAINARDI, V. F.; AGUIAR, L. L.; SOUZA, D. L.; PIEDADE, A. E.; RANGEL, T. P.; ALMEIDA, D. Q. R.; MENDONÇA, P. P.; REZENDE, C. E.; DAVID, J. A. O.; VERGILIO, C. S. Potencial mutagênico e genotóxico de peixes expostos ao sedimento do rio doce após o rompimento da barragem. **Revista UNIVAP** – Universidade do Vale do Paraíba, online, Edição Especial - ISSN 2237-1753 - XX Encontro de Iniciação Científica, XVI Encontro de Pós-Graduação, X INIC Jr e VI INID da Universidade do Vale do Paraíba, v. 22, n. 40, p. 1-5, 2016.
- VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM, 1996. 169p.
- VEADO, M. A. R. V.; MENEZES, M. A. B. C.; QUEIROZ, M. A. T.; COSTA, A. A.; LOPES, G. F.; OLIVEIRA, A. H. Nuclear Application in Studies of Environmental Pollution in Brazil. In: 16th Pacific Basin Nuclear Conference (16PBNC), **Anais...**, Aomori, Japan, p. 13-18, 2008. Paper ID P16P1273. Disponível em https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:41018080. Acesso em: 19 de junho de 2017.
- VERONEZ, A. C. S.; SALLA, R. V.; BARONI, V. D.; BARCAROLLI, I. F.; BIANCHINI, A.; MARTINEZ, C. B. R.; CHIPPARI-GOMES, A. R. Genetic and biochemical effects induced by iron ore, Fe and Mn exposure in tadpoles of the bullfrog *Lithobates catesbeianus*. **Aquatic Toxicology**, v. 174, p. 101–108, 2016.
- VIERS, J., DUPRÈ, B., GAILLARDET, J., Chemical composition of suspended sediments in world rivers: new insights from a new database. **Science of the Total Environment**, 407, 853-868. 2009.
- VIARENGO, A. Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. **Aquatic Science**, 1, 295-317, 1989.
- VIARENGO, A., PONZANO, E., DONDERO, F., FABBRI, R. A Simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: An application to mediterranean and antarctic molluscs. **Marine Environmental Research**, v. 44(1), p. 69-84, 1997.
- VIDAL, F.A.P., OLIVEIRA, L.A.T., SOUZA, B.F.S., FRANCO-BELUSSI, L., SALLA, R.F., PRADO, J.S., ZENTHÖFER, V.P., VALALA, M.T.O., ABDALLA, F.C., CARVALHO, C.S., COSTA, M.J. Efeitos do contaminante emergente lítio, em concentração considerada ambientalmente segura pelo CONAMA, sobre a metamorfose de rãs-touro (*Lithobates catesbeianus*). In: XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 01 a 04 Setembro 2018, **Anais...** Aracaju, Brasil, 2018.
- VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do Rio Doce. **MG Biota**, v. 2, n. 5, p. 5-22, 2009/2010.
- VIOLA, Z. G. G. Avaliação da qualidade das águas da bacia do rio Doce/MG: Caracterização da matéria orgânica e seus impactos ambientais. 2008. Tese (Doutorado) – **Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas**, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- VITALE, A.M., MONSERRAT, J.M., CASTILHO, P., RODRIGUEZ, E.M. Inhibitory effects of cadmium on carbonic anhydrase activity and ionic regulation of the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Grapsidae). **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 122 (C), p. 121–129, 1999.
- WALLCRAFT, A.J. E METZGER, E.J., **HYCOM - Software Design Description for the HYbrid Coordinate Ocean Model (HYCOM) Version 2.2**, Naval Research Laboratory, Ocean Dynamics and Prediction Branch, Oceanography Division, February 12, 2009.
- WEIJS, L., ZACCARONI, A. Toxicology of Marine Mammals: New Developments and Opportunities. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 70, pp. 1–8, 2016.
- WENDELAAR BONGA, S. E. The stress response in fish. **Physiological Reviews**, v. 77, p. 591-625, 1997.

- WHO. World Health Organization Europe. **Air quality guidelines global update**. 2005a. Disponível em: < http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf>. Acesso em: 02/07/2019.
- WHO. World Health Organization. **WHO air quality guidelines global update 2005 – Meeting report**. 2005b. Disponível em: <http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0008/147851/E87950.pdf>. Acesso em: 08/07/2019.
- WILHELM-FILHO, D., TORRES, M.A., TRIBESS, T.B., PEDROSA, R.C., SOARES, C.H.L. Influence of season and pollution on the antioxidant defenses of the cichlid fish acara (*Geophagus brasiliensis*). **Braz. J. Med. Biol. Res.** 34 (6): 719-726, 2001.
- WILTEMBURG, F. Especificação de metais em ambientes aquáticos utilizando dispositivos dgt modificados: aplicação em ensaios de toxicidade frente a peixes. Dissertação de mestrado. **Universidade Federal do Paraná**. 2012.
- WINDOM, H.L, SCHROPP, S. J., CALDER, F.D., RYAN, J.D., SMITH, JR.R.G., BURNEY, L. C., LEWIS, F.G., RAWLMSON, C.H, Natural Trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. **Environment Science & Technology**, 23, 314-320. 1989.
- WINKALER, E.U., SILVA, A.G., GALINDO, H.C., MARTINEZ, C.B.R. Biomarcadores histológicos e fisiológicos para o monitoramento da saúde de peixes de ribeirões de Londrina, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum** 23: 507-514, 2001.
- WOLFF, A. P. **Caracterização de Rejeitos de Minério de Ferro de Minas da Vale**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais. 2009.
- WOOD, C.M. An Introduction to Metals in Fish Physiology and Toxicology: Basic Principles. In: Wood, C.M; Farrell, A.P; Brauner, C.J (Eds.), **Homeostasis and Toxicology of Essential Metals**, Elsevier, 524p., 2012.
- YAMAGUTI, Y. et al. Nécton dos Estados do Rio de Janeiro e São Paulo. In: CASTELLO, J. P. (Coord.). Diagnóstico ambiental oceânico e costeiro das regiões Sul e Sudeste do Brasil. **Oceanografia Biológica: Nécton**, Rio Grande, v. 5, 1994. p. 15-32.
- YANCHEVA, V., VELCHEVA, I., STOYANOVA, S., GEORGIEVA, E. Fish in ecotoxicological studies. **Ecologia Balkanica**, v. 7, n. 1, pp. 149-169, 2015.
- ZACHARIASSEN, K.E., AUNAAS, T., BORSETH, J.F., EINARSON, S., NORDTUG, T., OLSEN, A., SKJERVO, G. Physiological paramaters in ecotoxicology. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 100, n. 1/2, pp. 77-79, 1991.
- ZAGATO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: Princípios e Aplicações**. 2.ed. São Carlos, Brasil: RiMa, 486p., 2014.
- ZHANG, C. et. al. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. **Environment International** 73 (2014) 270–281.
- ZOCHE, J.J. Efeitos da mineração de carvão sobre os morcegos do sul de Santa Catarina: A presença de metais pesados e a ocorrência de danos celulares. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Mastozoologia**, 18 a 22 de agosto de 2008, São Lourenço, MG, 2008.
- ZOCHE, J.J., DAMIANI, A.P., HAINZENREDER, G., MENDONÇA, R.Á., PERES, P.B., SANTOS, C.E., DEBASTIANI, R., DIAS, J.F., ANDRADE, V.M. Assessment of heavy metal content and DNA damage in *Hypsiboas faber* (anuran amphibian) in coal open-casting mine. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 36, n. 1, p. 194–201, 2013.
- ZUKAL, J., PIKULA, J., BANDOUCHOVA, H. Bats as bioindicators of heavy metal pollution: History and prospect. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 220–227, 2015.

GLOSSÁRIO

Abióticos: Elementos e componentes não bióticos de um sistema (p.ex. rochas, atmosfera).

Abundância: Número de indivíduos da população de uma espécie em determinado habitat.

Adequabilidade Climática: Conjunto de condições climáticas que permite a ocupação de um ambiente pela biota.

Altitude Ortométrica (h): é a distância vertical de um ponto, situado sobre a superfície terrestre, em relação a um geóide de referência.

Altitude Elipsoidal (h): é a distância vertical de um ponto a um elipsoide de referência. As altitudes indicadas pelos receptores dos Sistemas de Posicionamento Global (GPS), por exemplo, são do tipo elipsoidal.

Ambiente Bentônico: domínio referente ao substrato de sistemas aquáticos.

Ambiente Pelágico: domínio referente às massas d'água.

Ambiente Recifal: Ambiente associado a recifes de coral.

Ambiente-Matriz: Ambiente ou hábitat dominante de uma paisagem.

Ambientes Fluviais: relacionam-se os rios, que são cursos naturais de água doce, na maioria das vezes com canais definidos e fluxos permanente ou sazonal, que migram em direção a um oceano, lago ou outro rio. Rios são caracterizados por correntes unidirecionais, com velocidades médias de fluxo variando entre 0,1 a 1,0 m/s. Geralmente, ocorre a mistura completa e contínua em rios, devido a correntes e à turbulência.

Ambientes Transicionais: ambiente de transição entre o ambiente continental e o ambiente marinho raso.

Análise de Componentes Principais (PCA): é indicada para conjuntos correlacionadas linearmente, o que permite reduzi-las a poucas variáveis sintéticas, denominadas componentes principais. Os eixos ou autovalores são extraídos de modo que o primeiro explique a maior parte da variância, o segundo explique a maior parte da variância residual, e assim, sucessivamente.

Análise de Coordenadas Principais (PCoA): é uma generalização da análise de componentes principais (PCA), na qual os eixos ou autovalores são extraídos de uma matriz de similaridade ou de distâncias. A principal vantagem é que esta técnica pode ser aplicada quando as relações entre as variáveis não são lineares.

Análise de Permutação Multivariada (PERMANOVA): A análise de variância multivariada por método de permutação (análise estatística não paramétrica) é utilizada para comparar vetores, baseada em qualquer medida de distância ou dissimilaridade.

Análise de Variância (ANOVA): trata-se de um método estatístico paramétrico, que permite realizar comparações simultâneas entre duas ou mais médias, ou seja, permite testar hipóteses sobre **médias** de distintas populações ou comunidades.

Análise de Variância Fatorial (ANOVA factorial): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de mais de um fator e pela interação entre eles

Análise de Variância Unifatorial (ANOVA one -way): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de um fator

Aninhamento: Padrão ecológico de distribuição de espécies em metacomunidades, representando o subconjunto de espécies de um local como parte do conjunto maior de espécies da região.

Anóxia: Indica a completa ausência de oxigênio em um ambiente.

Antrópico(a): que se originou da ação do homem.

Anuros: Ordem de animais da classe Amphibia; inclui sapos, rãs e pererecas (Anura).

Apendicular: Que reúne os ossos dos membros superiores, inferiores e elementos de apoio.

Arborícolas: Animais cujos hábitos de vida ocorrem principalmente nas árvores.

Arbovíroses: Doenças causadas por arbovírus, que incluem o vírus da dengue, zika vírus, febre chikungunya e febre amarela.

Área de Abrangência do Dano: abrangência geoespacial das repercussões ou efeitos do desastre que são causas de modificações nos vários componentes físicos, bióticos e antrópicos que caracterizam seu ambiente de referência.

Área de Estudo: delimitação de local ou região, objeto do levantamento de dados e análise ambiental, podendo variar a cada tema de estudo.

Área de Passagem e Deposição da Lama: área de passagem e/ou deposição do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, desde o local do rompimento, no município de Mariana (MG), até a foz do rio Doce, em Regência (ES), além da região estuarina e marinha adjacente.

Arrasto de Plâncton: metodologia de amostragem, onde as redes de plâncton são arrastadas em trajetos diversos, como vertical, horizontal e oblíquo. A velocidade de arrasto pode ser variável.

Assembleias: Conjunto de diferentes espécies de um mesmo grupo de organismos, p.ex., assembleia de aves (grupamento das diferentes espécies de aves de uma região).

Assimetria Flutuante: Desvios aleatórios da simetria perfeita em estruturas bilateralmente pareadas.

Assintótica: Método de descrever o comportamento de limites matemáticos.

Assoreamento: Acúmulo de sedimentos.

Atingidos: refere-se às pessoas que sofreram algum dano advindo do desastre.

Autodepuração e Diluição: fenômenos através dos quais os cursos d'água se recuperam, por mecanismos naturais, após o lançamento de uma carga poluidora.

Avifauna: Conjunto das aves de uma região ou ambiente.

Bacia Hidrográfica: área principal de drenagem de um rio e seus afluentes.

Baixo Estuário: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Banhado: Área de baixada em fundo de vales de regiões de morro onde há acúmulo de água de chuvas ou das cheias dos ribeirões e rios.

Beidou: é o sistema de navegação por satélite da China.

Bentônico: organismo associado ao fundo oceânico.

Bentos: (Do grego benthos: fundo do mar) são todas as espécies que vivem com íntima relação com o fundo, seja para fixar-se, escavar, caminhar ou nadar sob o fundo sem alojar-se nele;

Bilateralidade: Propriedade que descreve a divisão em duas partes de forma simétrica.

Bioacumulação: processo pelo qual contaminantes são absorvidos, através da exposição direta ou indireta, e armazenados (ao longo do tempo) por um organismo, em níveis superiores aos encontrados numa matriz ambiental externa. É o acúmulo de substâncias tóxicas nos tecidos dos organismos.

Biodisponibilidade: é a fração de um nutriente ou elemento potencialmente tóxico (como As, Pb, Cd, etc.) que está prontamente disponível para ser absorvido por um organismo alvo. No âmbito desse trabalho, refere-se especificamente à fração de maior labilidade desses elementos tóxicos para as plantas.

Biodiversidade: Conjunto de espécies, organismos e patrimônio genético, assim como ecossistemas, existentes em determinada região, incluindo suas interações e propriedades emergentes desses conjuntos.

Bioindicador: espécies, grupo de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada situação ambiental.

Biomagnificação: é o aumento da concentração (e conseqüentemente da toxicidade) de uma determinada substância na parte mais alta da cadeia trófica;

Biomarcadores: alterações mensuráveis, em diferentes níveis da organização biológica, que evidenciam a exposição, susceptibilidade e /ou efeitos tóxicos de poluentes (agentes estressores) presentes no ambiente.

Biomonitoramento: Utilização de seres vivos como ferramenta para mensurar a qualidade ambiental.

Biota: Conjunto de seres vivos, que habitam um determinado ambiente.

Bióticos: Elementos e componentes constituídos pelos seres vivos e suas interações.

Bioturbação - Bioturbadores: Retrabalho de solos e sedimentos por organismos vivos.

Box plot: É um tipo de gráfico que representa a mediana e os quartis de um conjunto de dados, onde é possível ter uma noção dos dados discrepantes, da posição, da dispersão e assimetria da distribuição.

Cabruca: Sistema agroflorestal de produção no qual ocorre o plantio no sub-bosque, principalmente de cacau, ao tempo em que se mantém a estrutura arbórea nativa da região.

Cadeia Alimentar ou **Cadeia Trófica:** relação trófica que ocorre entre os seres vivos que compõem um ecossistema, na qual a energia de um organismo se transfere ao outro, por uma relação de alimentação.

Cágados: grupo de quelônios de água doce dotados de recolher o pescoço e a cabeça lateralmente sob a carapaça.

Calcófilos: Elementos afins ao enxofre.

Cambissolo: ordem de solos pouco desenvolvidos, com horizonte B incipiente. Os Cambissolos apresentam grande variação no tocante a profundidade, ocorrendo desde rasos a profundos, além de apresentarem grande variabilidade também em relação às demais características. A drenagem varia de acentuada a imperfeita e podem apresentar qualquer tipo de horizonte A sobre um horizonte B incipiente, também de cores diversas. Muitas vezes são pedregosos, cascalhentos e mesmo rochosos. Ocorrem disseminados em todas as regiões do Brasil, preferencialmente em regiões serranas ou montanhosas.

Caméfitos: São plantas sublenhosas e/ou herbáceas predominantemente de áreas campestres pantanosas com até um metro de altura, providas de gemas situadas acima do solo e protegidas por catáfilos ou por folhas verticiladas.

Cervical: Região da coluna vertebral de maior mobilidade, alocado na região do pescoço.

Cetáceos: Infraordem de animais marinhos, pertencentes à classe dos mamíferos (Cetacea).

Ciclagem: corresponde ao ciclo de renovação da matéria orgânica na natureza, realizada principalmente pelos decompositores, como fungos.

Cladóceros ou Cladocera: grupo de crustáceos aquáticos e microscópicos

Colúvio: é um depósito resultante de erosão. Parte dele é formada pelo solo original local e outra parte é oriunda de regiões mais altas que foram trazidos por fatores como: enxurradas, ventos, avalanches e afins. Há presença de solos diferentes misturados.

Complexo Lacustre do Médio Rio Doce: densa rede de lagoas, originadas pelo barramento natural dos tributários do rio Doce, distribuídas ao longo de toda a região do médio rio Doce, à montante e a jusante da confluência com o rio Piracicaba (IEF-MG, 2008).

Comportamento Nerítico: organismo que habita a região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Composição de Espécies: inclui o número de espécies que estão presente em uma comunidade, bem como a abundância da espécies (estrutura da comunidade).

Comunidades Biológicas: Comunidades vegetais ou animais que habitam uma região.

Conectividade Funcional: Interação entre características comportamentais e físicas dos organismos com estruturas da paisagem que definem o deslocamento da fauna nessa paisagem.

Copépodes ou Copepoda: grupo de crustáceos aquáticos e microscópicos.

Copepodito: estágios jovens de copépodes.

Corpos d'água: Acumulação significativa de água.

Covo: tipo de armadilha aquática composta por uma armação cilíndrica envolta por rede e com duas entradas em forma de funil em suas extremidades. Também conhecido por Jequi.

Criptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas abaixo do nível do solo.

Culicídeos: Família de insetos (Culicidae).

Curva de Acumulação de Espécies: Número cumulativo de espécies detectados em determinado ambiente em função do esforço cumulativo em amostras.

Curvas de Rarefação: Técnica estatística para avaliar a tendência de incremento de espécies em função do esforço amostral.

Dados Logaritmizados: quando algum dos requisitos para o emprego da estatística paramétrica (por ex., normalidade da distribuição dos erros, homogeneidade das variâncias) não puder ser preenchido pelos dados da amostra, é possível transformar os dados (por ex. transformação logarítmica, raiz quadrada, percentual), antes de optar pela aplicação da estatística não-paramétrica.

Dados Secundários: Informações advindas de bases de dados já disponíveis, como da literatura ou de acervos técnicos.

Dano Ambiental: alteração da condição do ambiente e/ou de seus componentes, causada pelo desastre, em relação à linha-base.

Datum Horizontal: referência para coordenadas planimétricas (x e y).

Datum Vertical: referência altitude ortométrica (0 metros), Imbituba – SC.

Datum: é um sistema de referência utilizado para o cômputo ou correlação dos resultados de um levantamento.

Demersal: peixes que passam a maior parte do tempo em contato com o fundo do mar.

Desastre: resultado de eventos adversos, naturais ou provocados pelo homem, sobre um ecossistema vulnerável (MIN, 2007).

Didelfídeos: Família à qual pertencem os gambás (Didelphidae).

Dilution of Precision (PDOP): degradação da precisão da posição tridimensional.

Dissimilaridade: Descreve a diferença, ou distinção, entre duas ou mais coisas. No âmbito da ecologia de comunidades, índices de dissimilaridade buscam computar a magnitude da diferença de composição entre assembleias sendo comparadas.

Distribuição Espacial: Distribuição de algo em relação ao ambiente geográfico em que se encontra.

Diversidade Alfa: Número total de espécies em um habitat.

Diversidade Beta: Descreve a complementação de espécies ao longo de um gradiente ambiental ou entre diferentes ambientes de uma região.

Diversidade Biológica: Conjunto de diferentes seres vivos em um ambiente.

Diversidade de Espécies: é o número de diferentes espécies que estão representadas numa dada comunidade. A diversidade de espécies consiste em dois componentes: riqueza específica e equitabilidade.

Diversidade Funcional: Forma de descrever uma assembleia de espécies em função de seus atributos morfológicos e comportamentais.

Dominância de Espécies: refere-se a dominância de uma ou mais espécies em uma determinada comunidade, habitat ou região.

Dossel: É a parte formada pelas copas das árvores que formam o estrato superior da floresta.

Doubletons: Espécies representadas, em uma amostra, por exatamente dois indivíduos.

Dulcícola: organismo ou ambiente associado a águas doces (continentais).

Ecossistema: sistemas naturais ou artificiais, limitados por um espaço físico onde interagem os componentes vivos e não vivos, caracterizando determinadas estruturas e funções.

Ecotoxicologia: é o estudo dos efeitos tóxicos, quali e quantitativos, de modo integrado, de agentes químicos, físicos e biológicos sobre organismos vivos (aquáticos ou terrestres), incluindo suas interações com o ambiente (TRUHAUT, 1975).

Ectoparasitos: Parasitas que se instalam fora do corpo do hospedeiro.

Ectotérmico: Animais cuja temperatura corporal varia de acordo com as condições ambientais de temperatura.

Edáfico: Relativo ao solo.

Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs): normalmente são metais sólidos (e.g., Pb e Cd) ou líquidos (e.g., Hg) à temperatura ambiente, mas podem ser também semi-metais (e.g., As e Sb). A principal característica comum dos EPTs é sua alta toxicidade aos animais e lenta degradabilidade ambiental, com crescente acúmulo na cadeia trófica. Alguns EPTs, em baixas concentrações, são essenciais aos organismos vivos, como Fe, Mn, Cu, Ni e Zn. Já a grande maioria dos EPTs, mesmo em baixas concentrações, causa efeitos deletérios à saúde animal. Ag - prata; Al - alumínio; As - arsênio; Ba - bário; Cd - cádmio; Cr - cromo; Cu - cobre; Hg - mercúrio; Fe - ferro; Mn - manganês; Mo - molibdênio; Ni - níquel; Pb - chumbo; Sb - antimônio; V - vanádio; Zn - zinco.

Elipsóide de Revolução: Sólido geométrico gerado pela rotação da elipse em torno do seu semieixo menor. É a superfície matemática adotada pelos geodestas para todos os cálculos geodésicos.

Endemismo: Propriedade que define a área geográfica na qual determinada espécie naturalmente ocorre, p.ex., endemismos da Mata Atlântica.

Entomofauna: Conjunto de insetos de uma região ou ambiente.

Epipelágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 200 metros de profundidade.

Epiplanctônico: plâncton que habita os primeiros 200 metros da coluna de água.

Equitabilidade ou Uniformidade ou Equitatividade: distribuição da abundância das espécies em uma comunidade. Com efeito, reflete o grau de dominância da espécie.

Espécie endêmica: espécie que ocorre somente em uma determinada região geográfica, em lugares específicos.

Espécie Exótica: Espécie originária de meio diverso daquele em que vive. É essência natural de outros países ou regiões do país. Espécies que se encontram fora de sua distribuição natural.

Espécie Exótica Invasora: Espécie exótica cuja introdução ou dispersão ameaça ecossistema, habitat ou espécies e cause impactos negativos ambientais, econômicos, sociais ou culturais

Espécie Nativa: Espécie que naturalmente ocorre em determinada região.

Estado Trófico: estado nutricional do ambiente, que reflete a quantidade de matéria orgânica disponível no ambiente aquático.

Estolões: Tipo de caule que cresce paralelamente ao chão, produzindo gemas de espaço em espaço. Essas gemas podem formar raízes e folhas e originar novas plantas.

Etologia: Estudo científico do comportamento social e individual dos animais no seu ambiente natural.

Eutanásia: Ato intencional de proporcionar a morte indolor a um indivíduo.

Eutrofização: acúmulo de matéria orgânica em corpos d'água, podendo ser de origem natural ou antrópica, que acarreta no aumento da biomassa fitoplanctônica. Este grande aumento da biomassa de organismos fotossintetizantes causa a diminuição do oxigênio disponível e, conseqüentemente, o aumento da biomassa de bactérias anaeróbicas.

Exotróficos: Organismos que obtêm energia a partir de outros organismos.

Exsicata: É uma amostra de planta prensada e em seguida seca numa estufa (herborizada), fixada em uma cartolina de tamanho padrão acompanhadas de uma etiqueta ou rótulo contendo informações sobre o vegetal e o local de coleta, para fins de estudo botânico.

Extinção: Desaparecimento definitivo de um ser vivo.

Fatores Abióticos: característico de algo que não possui vida, como os componentes físicos e químicos.

Fatores Bióticos: o que é característica dos seres vivos ou está vinculado a estes.

Fauna: Termo coletivo para a vida animal de determinada região.

Fertilidade do Solo: envolve as propriedades químicas, físico-químicas e biológicas do solo que influenciam a dinâmica e a disponibilidade de nutrientes, elementos benéficos, tóxicos e outros às plantas.

Filogenética: Relação evolutiva entre grupos de organismos.

Filostomídeos: Família de morcegos encontrada em regiões tropicais e subtropicais (Phyllostomidae).

Física do Solo: a física de solos estuda e define, qualitativa e quantitativamente, as propriedades físicas - envolvendo as três fases do solo (sólida, líquida e gasosa) - bem como sua medição, predição e controle, com o objetivo principal de entender os mecanismos que governam a funcionalidade dos solos e seu papel na biosfera. Duas propriedades físicas, hierarquicamente mais importantes, referem-se à textura do solo (que é definida pela distribuição de tamanho de partículas) e a estrutura do solo (definida pelo arranjo das partículas em agregados). A dinâmica das fases líquida e gasosa está diretamente associada a essas duas propriedades.

Flora: Vida vegetal.

Fluvial: Referente aos rios ou cursos d'água.

Fluxômetro: é um aparelho utilizado para quantificar o volume de água que passa através de uma rede de plâncton. Um rotor de três lâminas é acoplado diretamente a um contador de cinco dígitos o qual registra as revoluções do rotor.

Formação Ferrífera Bandada – BIF: Rocha sedimentar ou metassedimentar química ou vulcanoquímica finamente estratificada, apresentando camadas de óxidos, carbonatos ou silicatos de ferro rítmicamente alternadas com camadas diferenciadas destas (quartzosas, anfibólicas, quartzo cloríticas). Podem desenvolver depósitos de ferro economicamente exploráveis como ocorre no Brasil com as jazidas de itabiritos de Minas Gerais, por exemplo. A deposição destas camadas teve um apogeu do Neo-arqueano ao Paleo-proterozóico, provavelmente devido ao enriquecimento em O_2 da atmosfera neste período o que levou a oxidação de ferro em solução ($Fe^{+2} \rightarrow Fe^{+3}$) e precipitação de colóides de hidróxidos ferruginosos em camadas alternadas com sílica coloidal no fundo dos mares daquelas épocas.

Forrageamento: Atividade comportamental que descreve a exploração e obtenção de recursos alimentares.

Fossoriais: Modo de vida que contempla o uso de ambientes do subsolo ou serapilheira, por meio de escavações e uso de galeria subterrâneas.

Frugívoros: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de frutos.

GALILEO: é o sistema de navegação por satélite da União Europeia.

Generalistas: Espécies que apresentam ampla plasticidade na busca de hábitos alimentares e ocupação de habitat. Contempla espécies que conseguem se adaptar a diversas condições ambientais.

Geoprocessamento: Processamento de dados geográficos.

Glândula Uropigial: Glândulas das aves que sintetizam gordura, a qual é usada com o bico com a finalidade de impermeabilizar as penas.

Gleissolo: ordem de solos que apresenta expressividade dos processos de gleização. Os Gleissolos são característicos de áreas alagadas ou sujeitas a alagamento (margens de rios, ilhas, grandes planícies, etc.). Apresentam cores acinzentadas, azuladas ou esverdeadas, dentro de 50 cm da superfície. Podem ser de alta ou baixa fertilidade natural e têm nas condições de má drenagem a sua maior limitação de uso. Ocorrem em praticamente todas as regiões brasileiras, ocupando principalmente as planícies de inundação de rios e córregos.

Global Navigation System (GLONASS): é um sistema de navegação por satélite (GNSS) russo.

Global Positioning System (GPS): é um mecanismo de posicionamento por satélite que fornece a um aparelho receptor móvel a sua posição, assim como o horário, sob quaisquer condições atmosféricas, a qualquer momento e em qualquer lugar na Terra; desde que o receptor se encontre no campo de visão de três satélites GPS (quatro ou mais para precisão maior).

Granívoras: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de sementes.

Greenstone Belt: Cinturão de rochas verdes representadas por xistos máficos e ultramáficos, intercalados com BIF, chert e rochas vulcanoquímicas diversas, de baixo grau metamórfico, entre estruturas dômicas de granitóides muito comuns em áreas arqueanas, representando em grande parte restos de crosta oceânica constituída por magmatismo, muitas vezes komatiítico.

Guildas alimentares: Conjunto de espécies que compartilham um mesmo hábito alimentar, p.ex., guilda de aves frugívoras.

Habitat: Área ecológica ou ambiental que é habitada por determinados organismos.

Heliotérmicos: Organismos que utilizam o calor proveniente dos raios solares para manter sua temperatura corporal.

Hemicriptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas no nível do solo pelos céspedes que morrem na estação climática desfavorável, com predominância em áreas campestres.

Herbáceas: São plantas com caule não lenhoso ou semi-lenhoso.

Herpetofauna: Conjunto de anfíbios e répteis de uma região.

Hidromorfia: Referente aos solos inundados, encharcados e definidos pelo excesso de umidade.

Holoplâncton: organismos que permanecem todo o seu ciclo de vida no plâncton.

Ictiofauna: Conjunto de peixes de uma região.

Indicador hidrológico: espécie que reflete as condições hidrológicas do ambiente em que se encontra.

Indicadores Ambientais: parâmetros representativos de processos ambientais ou do estado do meio ambiente que, se monitorados e avaliados continuamente em um mesmo local, apresentam a tendência de evolução do ambiente ou parâmetro analisado (SÁNCHEZ, 2008).

Índice de Linearidade: Métrica de ecologia de paisagem que descreve o quanto um corredor de deslocamento de fauna se aproxima a uma linha reta.

Insetívoros: Animais que se alimentam de insetos e outros artrópodes.

Itabirito: rocha bandada, alternando níveis milimétricos a centimétricos de hematita (+-magnetita) com níveis silicáticos, geralmente de quartzo. É um BIF ou formação ferrífera bandada metamorfisada.

Jusante: é todo ponto em que o referencial é o fluxo normal do curso d'água, para onde se dirige a corrente, em direção à foz do rio. Parte mais baixa de um rio, próximo a desembocadura na região costeira.

Laguna: Refere-se a uma depressão formada por água salobra ou salgada, localizada na borda litorânea, comunicando-se com o mar através de canal.

Larva Véliger: larva planctônica que eclode com estruturas corporais como pé, concha e véu.

Lênticos: São ambientes aquáticos de água parada, como por exemplo, lagoas, lagos, pântano, etc.

Limícolas: São um grupo diverso de aves que ocupam ambientes aquáticos rasos.

Limite de Quantificação (LQ): a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis sob as condições experimentais estabelecidas.

Límnica: sinônimo de dulcícola.

Linha-base: estado do ambiente e/ou de seus vários componentes físicos, bióticos e antrópicos imediatamente anterior ao desastre, ou o estado em o que o ambiente e/ou seus componentes estariam caso não houvesse ocorrido o desastre.

Lipoperoxidação: a oxidação de lipídios, ou lipoperoxidação, consiste em uma cascata de reações resultantes da ação dos radicais livres (oxigênio molecular) sobre os lipídios (gorduras).

Lóticos: São ambientes aquáticos de água corrente, como por exemplo rios, nascentes, ribeiras e riachos. Têm como principal característica o fluxo hídrico, que influencia diretamente as variáveis físico-químicas da água e as comunidades biológicas presentes.

Macrófitas Aquáticas: Plantas aquáticas que vivem em ambientes inundados, flutuantes ou enraizadas.

Macroinvertebrados Bentônicos: invertebrados que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos em pelo menos parte de seu ciclo de vida e que ficam retidos em redes com abertura de malha entre 200 e 500 μm .

Mananciais: Fontes de água, que podem ser utilizadas para o abastecimento urbano.

MapGeo2015: é um sistema que fornece a ondulação geoidal (N) necessária à conversão de altitudes elipsoidais, obtidas com os Sistemas de Navegação Global por Satélite (GNSS), em altitudes ortométricas.

Mastofauna: Conjunto de mamíferos de uma região.

Matriz de Distância: matriz (*array* bidimensional) contendo as distâncias, tomadas em pares, de um conjunto de dados.

Máximo ou Mínimo Histórico: para variáveis de qualidade de água, esses termos foram sempre utilizados em referência ao período de linha-base.

Mecânica do Solo: é um campo da engenharia civil, ligado à geotecnia, que estuda o solo como um meio de sustentação de estruturas.

Mediana: em termos mais simples, mediana pode ser o valor do meio de um conjunto de dados. A vantagem da mediana em relação à média é que a mediana pode dar uma ideia melhor de um valor típico porque não é tão distorcida por valores extremamente altos ou baixos, como a média.

Mediolitoral: Faixa da zona entremarés coberta e descoberta diariamente pelas marés.

Meio Biótico: Conjunto de flora e fauna e demais organismos.

Meridiano Central: Longitude de origem de cada fuso no sistema de coordenadas da projeção UTM.

Meroplâncton: organismos que permanecem no plâncton apenas na fase inicial do seu ciclo de vida.

Mesopelágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 1000 metros de profundidade.

Mesopredadores: Predadores de porte médio que se encontram no meio da cadeia trófica, tipicamente predando pequenos animais.

Microcrustáceos: crustáceos microscópicos que vivem no zooplâncton. São representados pelos cladóceros e copépodos e estão distribuídos nas regiões de margem e meio dos ambientes aquáticos.

Microhábitats: Descreve as características microambientais de determinado hábitat, constituída por atributos como sombreamento, temperatura, umidade, estrutura vegetal, entre outros.

Mineralogia do Solo: é o ramo da Ciência do Solo que estuda as propriedades, composição, maneira de ocorrência e gênese dos minerais primários e secundários das frações areia, silte e argila dos solos.

Montante: é a direção de um ponto mais baixo para um ponto mais alto de um curso d'água, em direção à nascente do rio.

Morfodinâmicos: Conceito associado ao intemperismo atual. São processos mais restritos, tanto no tempo quanto no espaço, sujeitos a oscilações ou ritmos dos principais agentes naturais, como as chuvas, considerando as modificações impostas pelo ser humano no processo de apropriação do relevo.

Morfotipo: características morfológicas que distinguem organismos da mesma espécie.

Nanofanerófitos: Plantas anãs raquíticas, variando entre 0,25 e 5 m de altura, com predominância nas áreas campestres do Brasil.

Nativa: Espécie original daquela região que vive.

Náuplio: estágios larvais de copépodes

Nectônicos: animais aquáticos que se locomovem ativamente na coluna de água.

Neossolo: ordem de solos pouco evoluídos, sem horizonte B diagnóstico definido. Os Neossolos são constituídos por material mineral ou orgânico pouco espesso (menos de 30 cm de espessura) e congregam solos rasos (como os Neossolos Litólicos) ou profundos e arenosos (como os Neossolos Quartzarênicos e os Neossolos Regolíticos). No caso de solos de planícies às margens de rios e córregos que são constituídos por sucessão de camadas de natureza aluvionar, sem relação pedogenética entre si, os mesmos são chamados de Neossolos Flúvicos.

Neotropical: Região biogeográfica que compreende a América Central, incluindo a parte sul do México e da península da Baja California, o sul da Florida, todas as ilhas do Caribe e a América do Sul.

Nicho: papel ecológico de uma espécie em uma comunidade, ou gama total das condições sobre as quais o indivíduo ou a população vive e se reproduz.

Níveis Tróficos: relacionados à cadeia alimentar, iniciando em produtores, passando por consumidores intermediários, consumidores finais ou topo de cadeia e decompositores, formando um ciclo.

Oligo-Mesotrófico: ambiente de pouco a moderadamente, enriquecido por nutrientes.

Ondulação Geoidal (N): é a diferença entre a altitude elipsoidal e a altitude ortométrica.

Onívoros: Animais que se alimentam de recursos de origem vegetais e/ou animal.

Oportunística: condizente a um acontecimento ocasional, proporcionado por alguma atividade relacionada.

Osteichthyes: grupo dos peixes ósseos.

Paragênese Mineral: Conjunto de minerais em rochas ígneas ou em rochas metamórficas que, por evidências petrográficas e outras, mostram ter evoluído associadamente em equilíbrio geoquímico e termodinâmico.

Parâmetros: É um valor, oriundo de uma variável ou expressão mais complexa.

Patrimônio Cultural: Bens reconhecidos pela importância cultural de uma região.

Pedogenéticos: Transformação do solo, por meio de dois fatores climáticos e por microrganismos.

Perda Ambiental: lesões aos recursos ou serviços ambientais, causadas pelo desastre, que geram prejuízo significativo à sociedade.

Planctóforo: organismo que se alimenta de plâncton.

Planícies Aluviais: São formações geológicas que se caracterizam por serem planas ou muito pouco inclinadas. Formam-se pela deposição ao longo do tempo de sedimentos trazidos por um ou mais rios.

Planos de Manejo: Documentos de planejamento das unidades de conservação.

Plasticidade Ambiental: Descreve a capacidade dos organismos a se adaptarem a diferentes estímulos e condições ambientais. Quanto maior a plasticidade ambiental, mais tolerante é aquele organismo às variações em seu ambiente.

Plastrão: porção inferior da carapaça que recobre o corpo dos quelônios.

Plataforma Continental: leito marinho que começa na linha de costa e desce com um declive suave até o talude continental.

Playback: Processo de sonorização que utiliza uma gravação para emissão de vocalizações.

Polinização: Processo de transferência de pólen entre as flores, que pode ser regulado por agentes bióticos (p.ex. morcegos, insetos) ou abióticos (p.ex. vento).

Pontos de Controle: são pontos fora da área afetada pelo rejeito de Fundão, com condições similares às áreas afetadas, utilizadas para comparação.

Posicionamento Relativo Estático Rápido: O posicionamento relativo estático-rápido é similar ao relativo estático, porém, a diferença básica é a duração da sessão de rastreamento, que neste caso, em geral é inferior a 20 minutos.

Posicionamento Relativo Estático: No posicionamento relativo estático, tanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de referência quanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de interesse devem permanecer estacionados (estáticos) durante o levantamento. Neste método, a sessão de rastreamento se estende por muitas horas, a depender da distância entre o receptor base e o rover.

Posicionamento Relativo: No posicionamento relativo, as coordenadas do vértice de interesse são determinadas a partir de um ou mais vértices de coordenadas conhecidas. Neste caso é necessário que dois ou mais receptores GNSS colem dados simultaneamente, onde ao menos um dos receptores ocupe um vértice de referência. No posicionamento relativo podem se usar as observáveis: fase da onda portadora, pseudodistância ou as duas em conjunto. Sendo que a fase da onda portadora proporciona melhor precisão e por isso ela é a única observável aceita na determinação de coordenadas de vértices de apoio e vértices situados em limites artificiais. O posicionamento relativo utilizando a observável pseudodistância só é permitido para a determinação de coordenadas de vértices situados em limites naturais.

Pressuposto de Homocedasticidade: é um pressuposto que verifica se as variâncias em cada grupo de dados são, aproximadamente, iguais. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Pressuposto de Normalidade: é um pressuposto que verifica se os dados possuem uma distribuição, aproximadamente, normal. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Processos Erosivos: Retirada ou transporte de sedimentos da superfície do solo.

Quelônios: grupo faunístico composto por répteis com o corpo revestido por carapaça óssea (Chelonia) que recobre o corpo.

Quiropterofauna: Conjunto de morcegos de uma região.

Real Time Kinematic (RTK) ou Posicionamento Cinemático em Tempo-Real: é uma técnica de posicionamento e navegação GNSS, baseia-se na transmissão instantânea de dados de correções dos sinais de satélites, do(s) receptor(es) instalado(s) no(s) vértice(s) de referência ao(s) receptor(es) que percorre(m) os vértices de interesse. Desta forma, proporciona o conhecimento em tempo real de coordenadas precisas dos vértices levantados. O posicionamento pelo RTK pode ser feito pelo método convencional ou em rede.

Receptor Base: receptor o qual fica estático (parado) em uma coordenada conhecida.

Receptor Rover: receptor o qual fica se deslocando ao longo do trabalho com o objetivo de obter coordenadas precisas dos pontos ou vértices onde ele será estacionado.

Recurso Alimentar: qualquer componente do ambiente que pode ser utilizado como alimento e potencialmente esgotado por organismo.

Recursos Naturais: Aquilo que é necessário ao homem e se encontra na natureza.

Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC): é um conjunto receptores GNSS (*Global Navigation Satellite Systems*), também chamados de estações de referência, que possuem alta capacidade para rastrear satélites de forma contínua. Tais receptores possuem alta precisão e alto desempenho, sendo que suas observações para a determinação de coordenadas são disponibilizadas em arquivos diários ou em tempo real. Desde 1996, o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) junto com o seu departamento de Geodésia estabeleceu a RBMC, promovendo a aplicação em diferentes áreas em todo território brasileiro.

Rede de Plâncton: redes de filtração de água de água com poro reduzido (μm). É o aparato mais comum de obtenção de amostras de plâncton, e são produzidas em várias formas e tamanhos.

Redes Tróficas: Interligação natural de cadeias alimentares.

Região da Plataforma: áreas submersas pelo mar, com declive suave que se estende da linha de costa até 200 metros de profundidade em direção ao talude.

Região do Talude: declive acentuado do fundo do mar após a plataforma continental, partindo dos 200 metros até cerca de 3500 metros de profundidade, em direção a região oceânica.

Região Estuarina: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Região Fitoecológica: Compreende um espaço definido por uma florística de gêneros típicos e de formas biológicas características que se repetem dentro de um mesmo clima, podendo ocorrer em terrenos de litologia variada, mas com relevo bem marcado.

Região Nerítica: região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Região Oceânica: região que se estende após a quebra da plataforma continental.

Rêmiges: Penas de voo das asas das aves.

Réplicas Amostrais: são amostras obtidas mais de uma vez de uma mesma comunidade no mesmo espaço e tempo.

Reprodução Partenogenética ou Reprodução por Partenogênese: tipo de reprodução assexuada (sem a presença de sexo) de animais em que o embrião se desenvolve de um óvulo sem ocorrência da fecundação.

Resiliência: capacidade de um sistema em retornar a algum estado de referência após uma perturbação.

Retrizes: Penas de voo da cauda das aves.

Riqueza de Espécies: número de espécies que ocorre em uma amostra de uma comunidade.

Rodolitos: tipo de alga calcária que não se fixa a um substrato.

Rotíferos ou **Rotifera:** Filo de animais aquáticos e microscópicos.

Sazonal: relativo a estação do ano.

Sedimento: todo material não consolidado, constituído por partículas de diferentes tamanhos, formas e composição química, transportadas por água, ar ou gelo, distribuído ao longo dos vales do sistema de drenagem e orientado a partir da interação constante dos processos de intemperismo e erosão (MOREIRA; BOAVENTURA, 2003 apud MARTINS, 2008).

Série Histórica: em relação a dados hidrológicos (quantitativos), contempla toda a série de dados independentemente de terem ocorrido antes ou após o rompimento da barragem de Fundão.

Serviços Ambientais: benefícios que as pessoas obtêm da natureza direta ou indiretamente, através dos ecossistemas, a fim de sustentar a vida no planeta.

Serviços Ecosistêmicos: contribuições dos ecossistemas à economia e bem estar.

Shapefile: Formato de arquivo contendo informações geográficas.

Siderófilos: Elementos afins ao ferro em ambiente magmático.

Sinclinal: dobra com convexidade para baixo, quando conhecidas suas relações estratigráficas, ou seja, rochas mais novas encontram-se no seu núcleo. Com a atuação progressiva dos processos erosivos, as regiões de sinclinais (onde a mesma camada é mais baixa do que nas anticlinais associadas) tendem a formar relevos positivos, enquanto que às de anticlinais, frequentemente desventradas por erosão, formam as partes baixas do relevo.

Singletons: Espécies encontradas por somente um indivíduo em uma amostra.

Sistema Geodésico de Referência (SGR): é um sistema de coordenadas associado a algumas características terrestres.

Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS): sigla em inglês para *Global Navigation Satellite System* – além da navegação, é utilizado para determinar a posição de um objeto na terra (coordenadas). Para tanto, são necessários no mínimo 04 satélites para se determinar as seguintes variáveis: x, y, z e tempo. A precisão dessa coordenada é definida de acordo com a técnica de posicionamento utilizada durante a coleta de dados. O GNSS é visto como uma evolução natural do já popular sistema de posicionamento americano, o GPS. Atualmente fazem parte do GNSS além do GPS, o sistema russo GLONASS, o europeu GALILEO e o chinês BEIDOU. Com vários sistemas de satélites, melhora-se a geometria das constelações e disponibilidade de sinal, garantindo assim uma maior integridade e confiança aos usuários do sistema.

Sítios Ramsar: Áreas úmidas com prioridade para proteção e uso sustentável.

Solos de Várzeas: são solos hidromórficos que ocupam áreas planas, baixas, de formação sedimentar recente e originados à montante. Logo, são associados a solos e rochas existentes na bacia acima da região de deposição. Os sedimentos trazidos pelos rios (argila, silte, areia, frações orgânicas) são depositados seletivamente nesses solos em função do grau de energia. Verifica-se a oscilação ou estagnação do nível freático em seus horizontes em pelo menos uma estação do ano. É comum a evidência de mosqueados e/ou processos de gleização nesses solos. Dado a baixa cota em relação aos solos de terras altas, os solos de várzeas recebem adição contínua de nutrientes e mesmo de sedimentos.

Solum: parte superior e mais intemperizada do perfil do solo, compreendendo somente os horizontes A e B (excluído o BC). Do Latim *solum* = suporte, superfície, base.

Squamata: Ordem de répteis que inclui animais com escamas como as serpentes e os lagartos.

Sub-bacias: São áreas de drenagem dos tributários do curso d'água principal.

Sub-bosque: Conjunto de vegetação de baixa estatura que cresce abaixo do dossel florestal.

Sublitoral: Faixa da zona entremarés descoberta apenas nas marés mais baixas de sizígia.

Superfície de Resistência: Em ecologia de paisagens, é o atributo que se refere ao quanto um determinado uso de solo custa a ser transpassado pela fauna durante seus deslocamentos.

Supralitoral: Faixa da zona entremarés coberta apenas nas marés mais altas de sizígia.

Supressão de Vegetação: Retirada da vegetação para uso do solo.

Sustentabilidade: Conjunto de ideias e estratégias ecologicamente corretas.

Taxa: plural de táxon em latim.

Táxon: Unidade taxonômica definido dentro do sistema lineano de classificação dos organismos. Exemplos incluem espécies (p.ex. *Tapirus terrestris*), gêneros (p.ex. *Leopardus*), famílias (p.ex. Culicidae) e classes (p.ex. Aves).

Taxonomia: ramo da biologia que classifica os organismos através de sua história evolutiva.

Tecnossolo: solos cujas propriedades e pedogênese são dominadas por sua origem técnica. Esses solos contém uma quantidade significativa (20% ou mais (m/m) nos primeiros 100 cm do perfil) de artefatos (materiais que são derivados de tecnologias humanas, incluindo materiais manufaturados e materiais naturais que foram escavados e transportados) ou ainda são solos que contém uma camada contínua cimentada. Os Tecnossolos incluem solos de resíduos (aterros, lodo, cinzas e resíduos de mineração), solos pavimentados por material inconsolidado, solos com geomembranas e solos construídos. De forma geral, se referem a solos urbanos ou solos de mina.

Teia Trófica: conjunto de cadeia alimentares interconectadas em uma ecossistema.

Termorregulação: processo que algumas espécies da fauna, principalmente répteis, executam para obtenção de energia calorífica a partir da exposição ao Sol.

Terófitos: Plantas anuais, cujo ciclo vital é completado por sementes que sobrevivem à estação climática desfavorável, ocorrendo exclusivamente nas áreas campestres.

Terras Altas: no presente estudo se relaciona aos solos formados diretamente pela intemperização da rocha local (autóctone) ou próxima. Na área estudada, o relevo é acidentado de modo geral, não havendo acúmulo e saturação do solo com água. Logo, não estão sujeitos à oscilação do nível freático em seus horizontes em nenhuma estação do ano. Prevaecem as condições aeróbicas na formação do solo, não havendo evidências de processos atuais de segregação de ferro, como mosqueados e gleização. Esses solos se caracterizam por haver perdas de elementos via lixiviação para subsolos.

Turnover: Componente da diversidade beta que descreve a substituição de espécies entre diferentes regiões.

Universal Transversa De Mercator (UTM): utiliza um sistema de coordenadas cartesianas bidimensional para dar localizações na superfície da Terra. É uma representação de posição horizontal, isto é, é utilizada para identificar os locais na Terra independentemente da posição vertical, mas difere do método tradicional de latitude e longitude, em vários aspectos.

Valor de Investigação: é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado, conforme a Resolução Conama nº 420/2009.

Valor de Prevenção: é a concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Para a manutenção da multifuncionalidade do solo deve-se considerar a proteção da biota do solo (receptores ecológicos), a proteção da água subterrânea (importante recurso hídrico) e a proteção à saúde humana. O valor mais restritivo, dentre estes três critérios, é definido como o valor de prevenção segundo a Resolução Conama nº 420/2009.

Valor de Referência de Qualidade: é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos. Os valores de referência de qualidade (VRQs) são definidos por órgãos ambientais estaduais ou federais, conforme a Resolução Conama nº 420/2009.

Variabilidade Genética: Alelos de um gene que variaram entre si na população.

Variáveis Bioclimáticas: Dados das condições climáticas de uma região que exercem influência no desenvolvimento dos seres vivos que ali habitam.

Vértice Geodésico: é um ponto fixado no solo, normalmente com uma chapa de ferro. Nela estão gravadas um código que remete a altitude, latitude e longitude daquele local.

Xeromórficas: Nome que se dá s plantas adaptadas a climas semiárido a desértico, ou então em regiões úmidas, mas salinas.

Zona de Amortecimento: Área estabelecida ao redor de uma unidade de conservação com o objetivo de filtrar os impactos negativos das atividades que ocorrem fora dela.

Zona de Transição: Onde são promovidas práticas sustentáveis de gestão de recursos.

Zona Núcleo: Zonas com dimensão adequada, dedicadas à conservação da natureza.

Zona Tampão: Região onde são realizáveis atividades de conservação da natureza.

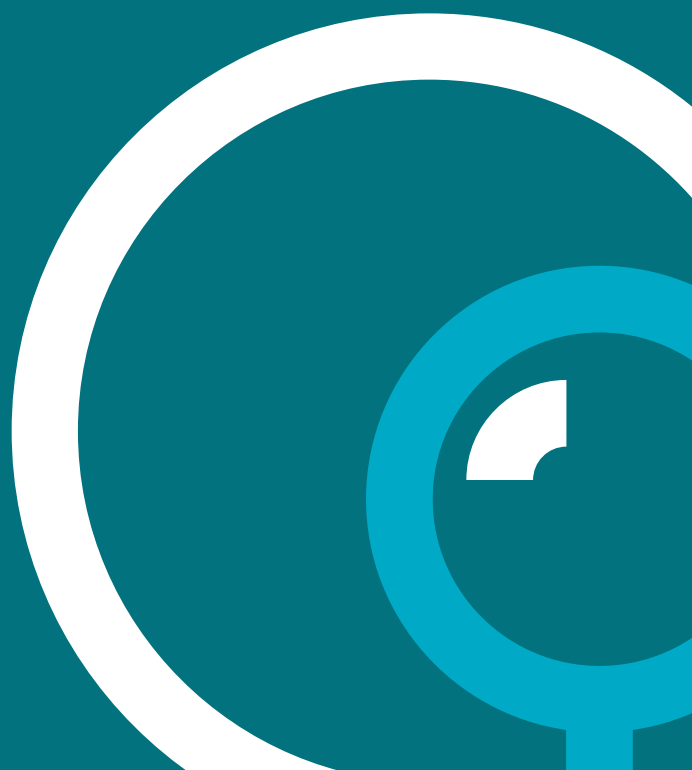
Zoonoses: Doenças infecciosas de animais capazes de ser naturalmente transmitidas para o ser humano.

Zooplâncton: comunidade de animais microscópicos que flutuam livremente nos corpos de água, sem nenhum ou quase nenhum movimento próprio.

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

TOMO I – Contextualização Diagnóstico de Danos Documentos Suplementares

Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Maio/2020



DOCUMENTO SUPLEMENTAR

SIMULAÇÃO HIDRODINÂMICA DAS CHEIAS NO RIO DOCE

1 INTRODUÇÃO

Este relatório apresenta os resultados da simulação hidrodinâmica do eixo principal do rio Doce utilizando o modelo HEC-RAS (*Hydrologic Engineering Center's - River Analysis System*). O modelo HEC-RAS utiliza equações robustas para o transporte de água e permite realizar uma descrição detalhada da calha do rio e das planícies de inundação a fim de se obter resultados precisos de vazão e nível e também gerar manchas de inundação.

O modelo representou o trecho que vai desde a UHE Candonga até próximo da foz, em Linhares. O período de simulação considerado foi de 1980 a 2017, o mesmo utilizado para a modelagem hidrológica realizada com o modelo MGB (item 2.5 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais). O modelo MGB foi acoplado a um modelo hidrodinâmico em outras aplicações prévias, em outras regiões de estudo, apresentando resultados satisfatórios, como no trabalho de Paz et al. (2010) que usaram o modelo MGB para gerar dados de entrada para o modelo hidrodinâmico HEC-RAS, a fim de simular uma grande bacia com rede de drenagem complexa e planícies de inundação. Outros trabalhos fizeram esse acoplamento como Bravo et al. (2012) e Paiva et al. (2011,2013), nas bacias do Alto Paraguai e do Amazonas, respectivamente.

Os objetivos desse relatório são, portanto: (i) apresentar os resultados da aplicação e validação do modelo HEC-RAS na bacia do rio Doce, utilizando condições de contorno oriundas do modelo hidrológico MGB; (ii) Dar subsídios para análises de vazões máximas e magnitude do evento (ruptura de Fundão) e identificação das áreas danificadas pela onda de rejeito, apresentadas no item 6.3 desse documento. Portanto definir a ADPL no trecho estudado (jusante de Candonga).

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 O MODELO HEC-RAS

O modelo HEC-RAS (USASCE 2019, <https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/>) foi desenvolvido pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos e teve sua primeira versão disponibilizada em 1995. Esse modelo permite realizar simulações hidrodinâmicas unidimensionais (1D) ou bidimensionais (2D) em regime permanente e não permanente (usando as equações completas de Saint-Venant). Além do transporte de água, o modelo também permite realizar simulações do transporte de sedimentos, análise da temperatura da água, nutrientes e outros parâmetros relacionados à qualidade da água.

O modelo HEC-RAS permite que informações detalhadas a respeito do relevo e da geometria da calha do rio sejam consideradas. Utilizando seções transversais, as novas versões do modelo HEC-RAS (e.g. 5.0.5, 5.0.6 e 5.0.7) permitem a interpolação das mesmas e a geração de um Modelo Digital do Terreno para o canal. Durante a definição das características do modelo e dos elementos que serão representados é possível incluir estruturas hidráulicas, como barramentos, pontes, vertedouros, diques, entre outros. É possível delimitar áreas de armazenamento, colocar diversos trechos de rios e indicar diferentes valores do coeficiente de Manning (n) para diferentes regiões. Durante a execução do modelo ainda é possível identificar regiões que estão com fluxo em regime supercrítico ou subcrítico.

Nos subitens a seguir são apresentados os detalhes da aplicação do modelo HEC-RAS no eixo principal do rio Doce, desde a UHE Candonga até próximo da foz, em Linhares-ES.

2.2 DEFINIÇÃO DA GEOMETRIA DO MODELO

A geometria do modelo foi construída em diversas etapas. Primeiramente, definiu-se o Modelo Digital de Elevação (MDE) ALOS Palsar (ASF DAAC, 2015), que fornece informações de elevação do terreno, resultante de uma missão espacial da Agência de Exploração Aeroespacial Japonesa, em uma grade com resolução espacial de 12,5 m. Esse MDE foi utilizado para definir o terreno de toda a bacia hidrográfica do rio Doce (Figura 1).

Depois, utilizou-se 160 seções transversais topobatimétricas, levantadas em campo e fornecidas pela Agência Nacional de Águas, para definir melhor a descrição da calha principal do rio Doce. Essas seções, que distam uma da outra cerca de 6 km foram interpoladas dentro do módulo RAS MAPPER e o resultado gerado a partir da interpolação permitiu a criação de uma nova superfície: o Modelo Digital de Terreno (MDT) da calha principal do rio Doce (Figura 2).

Figura 1 – Modelo Digital de Elevação (MDE) ALOS Palsar (ASF DAAC, 2015) para a bacia hidrográfica do rio Doce e estações fluviométricas utilizadas para validação dos resultados encontrados.

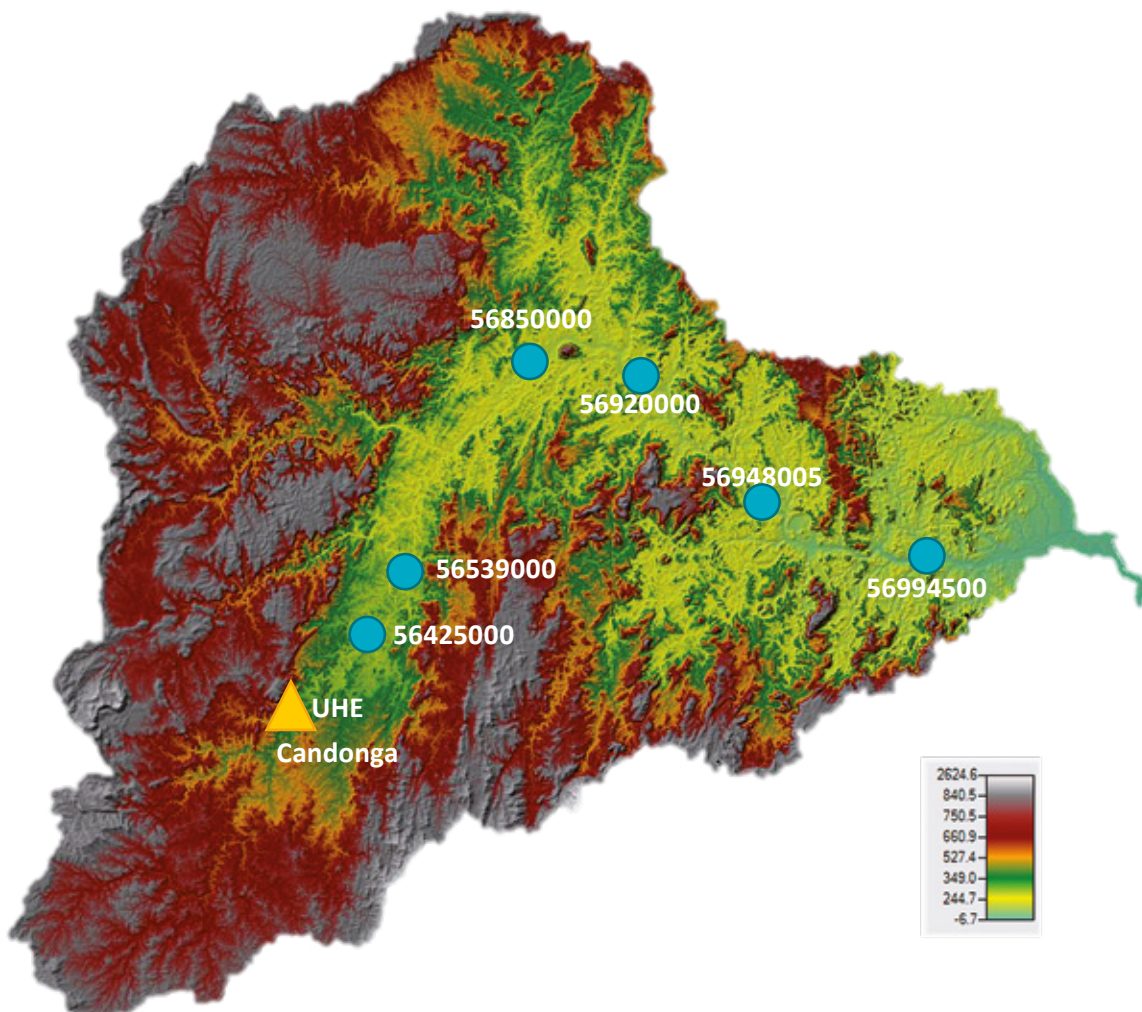
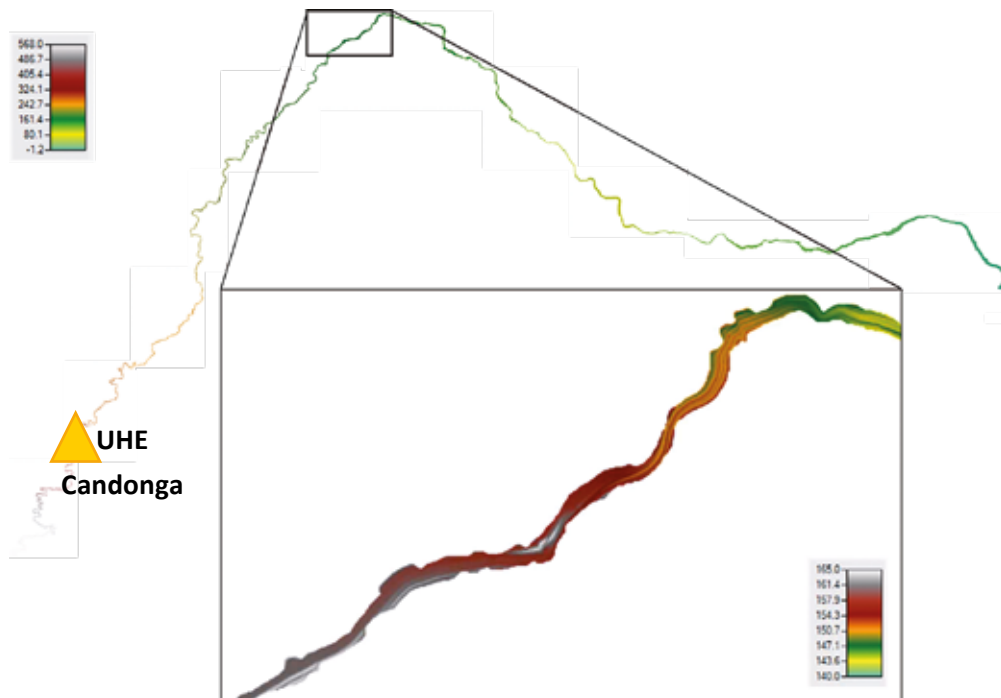


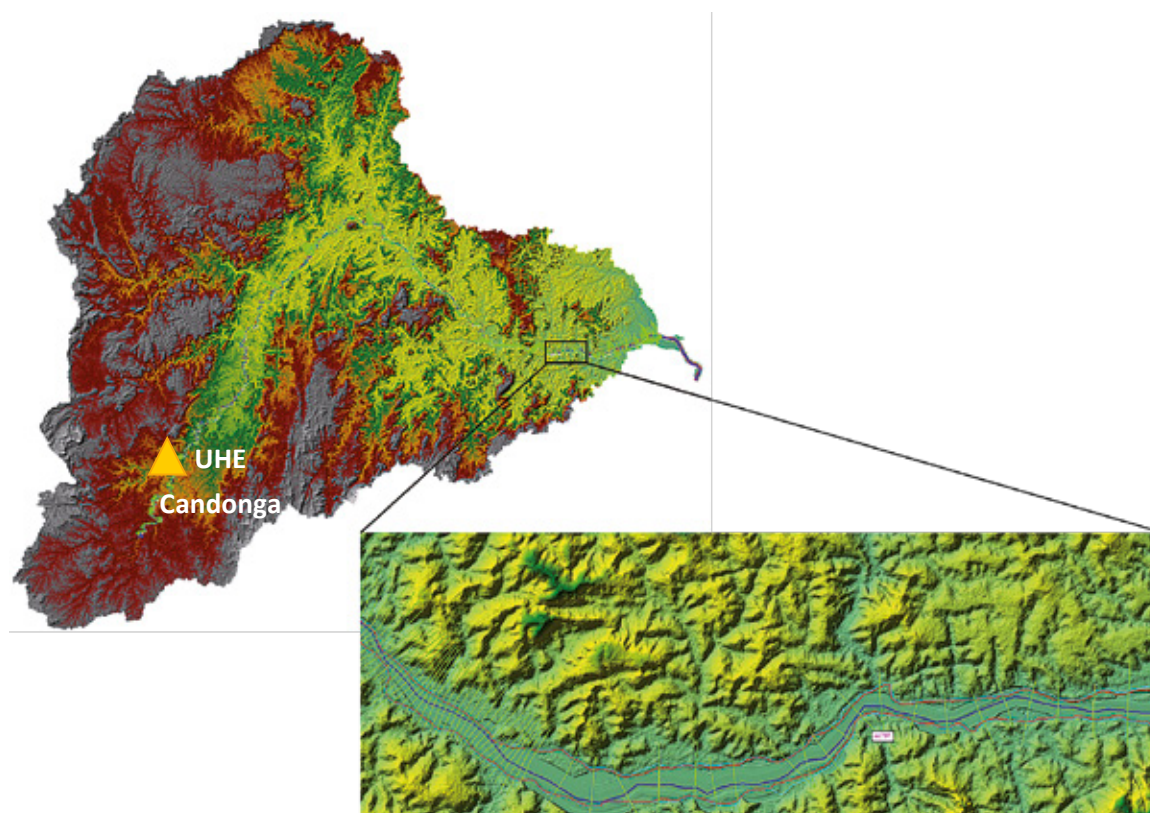
Figura 2 – Modelo Digital de Terreno (MDT) do eixo principal do rio Doce e zoom no trecho a montante de Governador Valadares- MG.



A terceira etapa consistiu na junção do MDT da calha com o MDE da bacia do rio Doce. Isso pode ser feito utilizando a ferramenta *New Terrain* do módulo RAS MAPPER, que permitiu a sobreposição do MDT sobre o MDE, abrangendo tanto a calha quanto as planícies de inundação. Em cima desse novo terreno, foram traçadas e extraídas diversas seções transversais, delimitado o rio principal, as margens do rio e as linhas que indicam as distâncias percorridas pelos fluxos nas planícies. Todas essas informações são apresentadas na Figura 3. A distância entre as seções transversais foi em média de 580 m, mas em alguns trechos, com relevo mais complexo e maiores declividades, esse valor chegou próximo de 65 m, valores esses coerentes com aqueles recomendados por Castellarin et al. (2009).

É importante mencionar que não foram considerados estruturas hidráulicas como pontes e reservatórios na modelagem hidráulica.

Figura 3 – Modelo Digital de Elevação do eixo principal do rio Doce. Zoom com detalhe da geometria na região da cidade de Colatina-ES. Em azul está a linha central do canal; as linhas em vermelho delimitam as margens do canal; as linhas em azul ciano indicam o fluxo que ocorre nas planícies; e as linhas em verde representam os traçados das seções transversais.



2.3 CONDIÇÕES DE CONTORNO E CONDIÇÕES INICIAIS

O modelo HEC-RAS requer condições de contorno (CC) e condições iniciais (CI) para realizar a simulação hidrodinâmica do transporte de água no canal.

Neste trabalho, a definição das CC foi feita (i) visando atender a etapa de validação do modelo e (ii) visando as análises que seriam realizadas com o modelo. Essas duas formas são detalhadas a seguir.

Na etapa de validação foram utilizadas as vazões naturais simuladas com o modelo MGB, inclusive na seção de montante (localizada a cerca de 16km de trecho de rio a montante da UHE Candonga) como CC e foi realizada então uma simulação de 2012 a 2017 com o modelo HEC-RAS. Com os resultados da simulação, utilizou-se a série calculada na seção imediatamente a jusante da UHE Candonga e a série observada defluente da UHE Candonga para gerar uma série mista. Até outubro de 2015 utilizou-se os dados simulados e a partir de novembro de 2015 utilizou-se os dados observados para representar os efeitos do rompimento da barragem de Fundão. Utilizou-se essa nova série como CC de montante, iniciando então as simulações para calibração e validação com o modelo HEC-RAS imediatamente a jusante da UHE Candonga.

Na etapa de gerar informações para as análises de vazões máximas e áreas danificadas pelo rompimento da barragem de Fundão, foram realizadas uma simulação representando a condição natural entre 1980 e 2017, e outra representando o evento de rompimento entre agosto de 2015 e fevereiro de 2016. No primeiro caso, o modelo HEC-RAS foi forçado com vazões naturais simuladas pelo modelo hidrológico MGB, tanto na seção de montante como nas contribuições laterais de afluentes. Para a simulação do evento de rompimento, as contribuições laterais de afluentes ao rio Doce também foram obtidas do modelo hidrológico MGB e o hidrograma observado defluente da UHE Candonga foi utilizado como condição de contorno de montante.

Para as condições iniciais considerou-se que o rio estava seco e que os dez dias antes do dia 01 de janeiro teriam valores de vazão praticamente idênticos àqueles encontrado no dia primeiro. Esses dez primeiros dias foram considerados para o aquecimento do modelo.

O MGB é um modelo hidrológico computacional desenvolvido por Collischonn et al. (2007). O modelo representa diversos processos do ciclo hidrológico, como a precipitação na forma de chuva, a infiltração no solo e posterior recarga dos aquíferos, a evapotranspiração da água contida em superfícies e presente nas plantas e também o escoamento da água sobre o solo e nos rios. Assim, usando o MGB foi possível estimar as vazões para diversos trechos de cursos d'água da bacia do rio Doce, usando dados de precipitação, de clima, de relevo, do tipo de solo e da sua capacidade de armazenamento de água e da vegetação que cobre o solo da área de estudo. Mais detalhes do MGB podem ser conferidos no 1º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018d).

2.4 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO

Inicialmente foram adotados valores de coeficiente de Manning (n) para rios naturais e planície de inundação iguais a 0,035 e 0,1 respectivamente. Posteriormente, na etapa de calibração, os valores de n para a calha principal foram ajustados, variando entre 0,025 e 0,045, conforme Porto (2006).

As vazões, níveis e curvas-chave estimados com o modelo HEC-RAS foram comparados com aqueles medidos em campo em 6 estações fluviométricas da ANA (Figura 1): Rio Dantas (56425000), Cachoeira dos Óculos (56539000), Governador Valadares (56850000), Tumiritinga (56920000), Resplendor Jusante (56948005) e Colatina (56994500). Para a comparação dos dados observados e simulados de vazões e nível foi utilizado o período de 2012 a 2017, por ser um período mais recente. Para a comparação dos resultados das curvas-chave, como existem poucos dados medidos em campo anualmente, utilizou-se toda a série histórica dos dados observados em cada estação e comparou-se com os dados simulados no período de 2012 a 2017.

A performance do modelo foi avaliada utilizando o coeficiente de eficiência ENS (Nash e Sutcliffe, 1970) para as vazões e níveis, $BIAS$ (%) (Gupta, 1999) para as vazões, coeficiente de correlação de Pearson (r), erro dos desvios e Raiz do Erro Quadrático Médio ($RMSE$ - Romanowicz et al., 2013) para os níveis, apresentados, respectivamente, nas equações 1, 2, 3, 4 e 5. O valor de e são melhores quanto mais próximos forem do valor 1. Já as demais métricas, quanto mais próximos de 0, melhor a performance do modelo.

$$ENS = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{média})^2} \right] \quad (1)$$

$$BIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) \cdot (100)}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})} \right] \quad (2)$$

$$r = \left[\frac{\sum (x - X) \cdot (y - Y)}{\sqrt{\sum (x - X)^2 \cdot \sum (y - Y)^2}} \right] \quad (3)$$

$$\text{ErroSTD (\%)} = 100 \times \frac{\text{desvio padrão médio obs.} - \text{desvio padrão médio sim.}}{\text{desvio padrão médio obs}} \quad (4)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{sim} - Y_i^{obs})^2}{N}} \quad (5)$$

onde, x e y são os valores das amostras; X e Y são as médias das amostras. Y_i^{sim} são os valores simulados de uma variável e Y_i^{obs} são os valores observados.

3 RESULTADOS

A seguir são apresentados os resultados na forma de gráficos e figuras bem como as estatísticas obtidas na etapa de validação do modelo HEC-RAS. Esses resultados são apresentados de forma resumida, focando na estação Rio Dantas (Figuras 4 a 6), a mais a montante no eixo principal do rio Doce, e a na estação Colatina (Figuras 7 a 9), a mais a jusante.

Os resultados das Figuras 4 a 9 mostram que existe concordância entre os dados observados e simulados tanto para as vazões quanto para os níveis, com valores de *ENS* superiores a 0,71 para as vazões e superiores a 0,69 para os níveis. Os valores de *BIAS* aumentam de montante para jusante, com o melhor valor encontrado (1 %) sendo na comparação dos dados observados com o HEC-RAS na estação Rio Dantas. O *RMSE* para os níveis foi de 0,35 m na estação Rio Dantas e 0,48 m em Colatina. Em geral o modelo representa bem os hidrogramas, cotogramas e a relação cota vazão ao longo do rio Doce. O único momento de maior discordância é durante o evento de rompimento da barragem de Fundão, em nov/2015 na estação Rio Dantas (Figura 4 e 5). A diferença entre os modelos HEC e MGB se dá pelo fato do modelo MGB não considerar o rompimento da barragem. Além disso, esta estação teve falhas de observação durante o evento de rompimento.

Figura 4 – Hidrogramas observados e simulados com os modelos MGB e HEC-RAS no período de 2012 a 2017 para a estação Rio Dantas. ENS_1 e $BIAS_1$ se referem as estatísticas calculadas entre o modelo HEC-RAS e os dados observados, enquanto ENS_2 e $BIAS_2$ entre o modelo MGB e os dados observados.

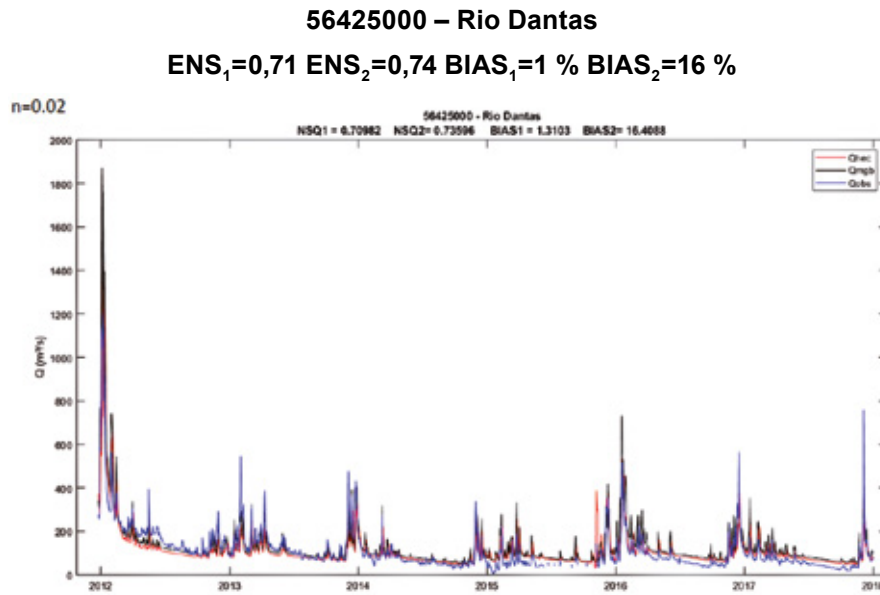


Figura 5 – Estatísticas de performance e cotogramas observados e simulado com o modelo HEC-RAS no período de 2012 a 2017 para a estação Rio Dantas.

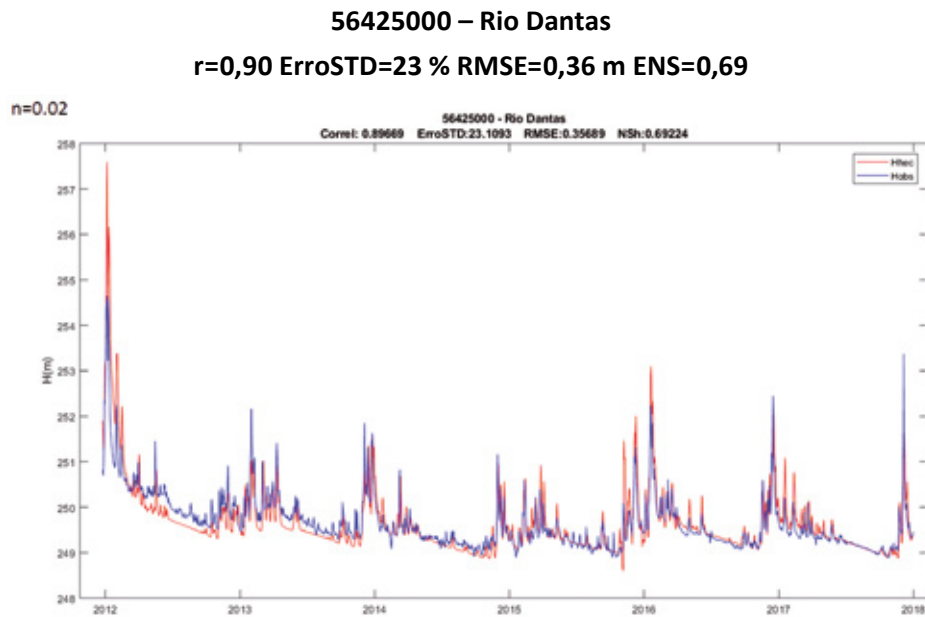


Figura 6 – Curvas-chave para a estação Rio Dantas criadas a partir dos dados observados (toda a série histórica) e simulados com o modelo HEC-RAS (2012 a 2017).

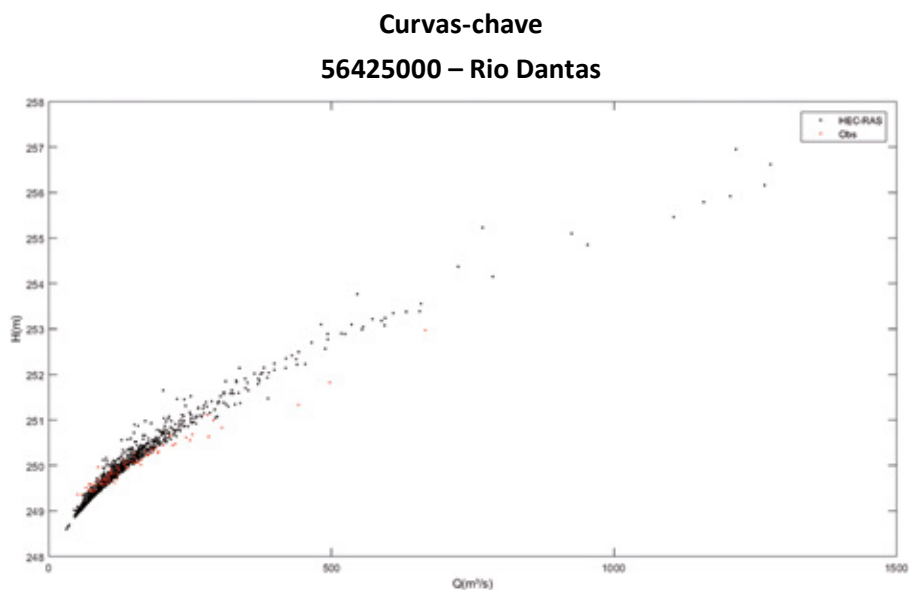


Figura 7 – Hidrogramas observados e simulados com os modelos MGB e HEC-RAS no período de 2012 a 2017 para a estação Colatina. ENS_1 e $BIAS_1$ se referem as estatísticas calculadas entre o modelo HEC-RAS e os dados observados, enquanto ENS_2 e $BIAS_2$ entre o modelo MGB e os dados observados.

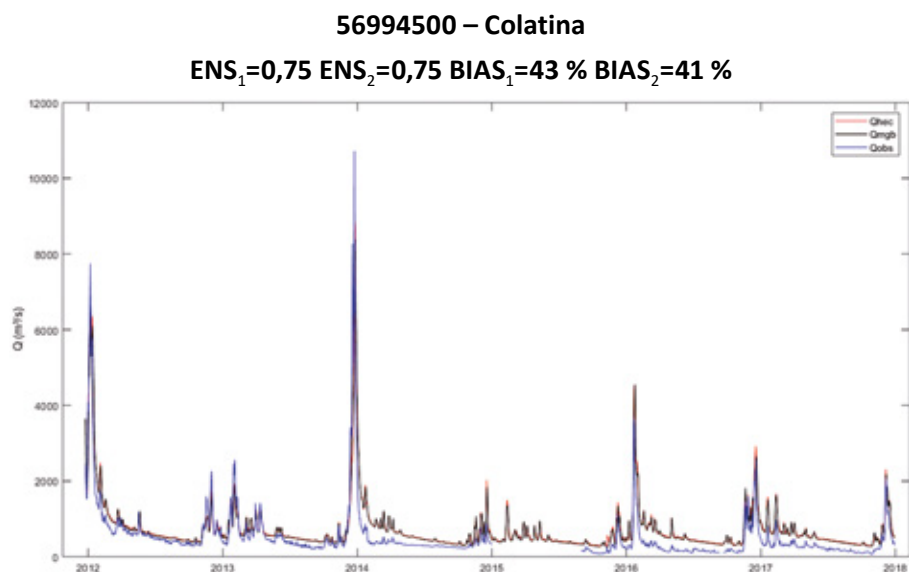


Figura 8 – Estatísticas de performance e cotogramas observados e simulado com o modelo HEC-RAS no período de 2012 a 2017 para a estação Colatina.

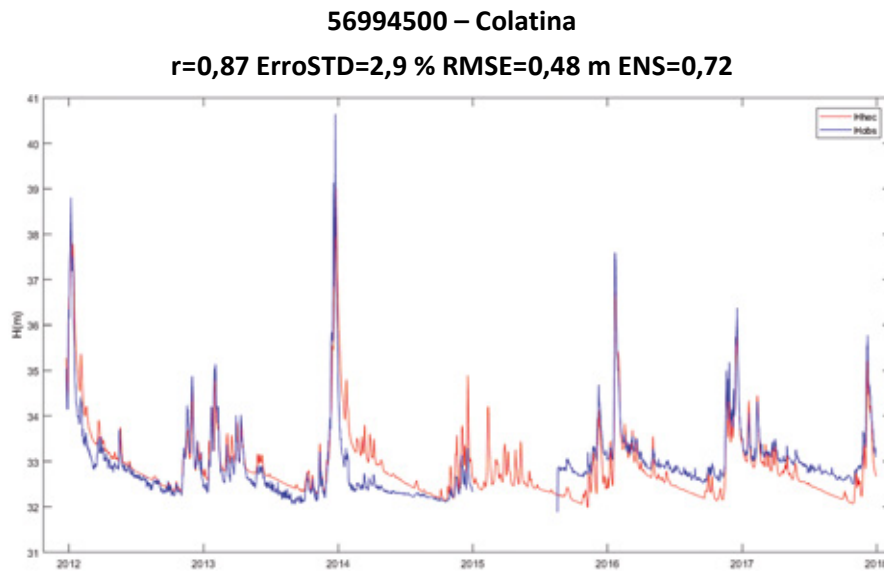
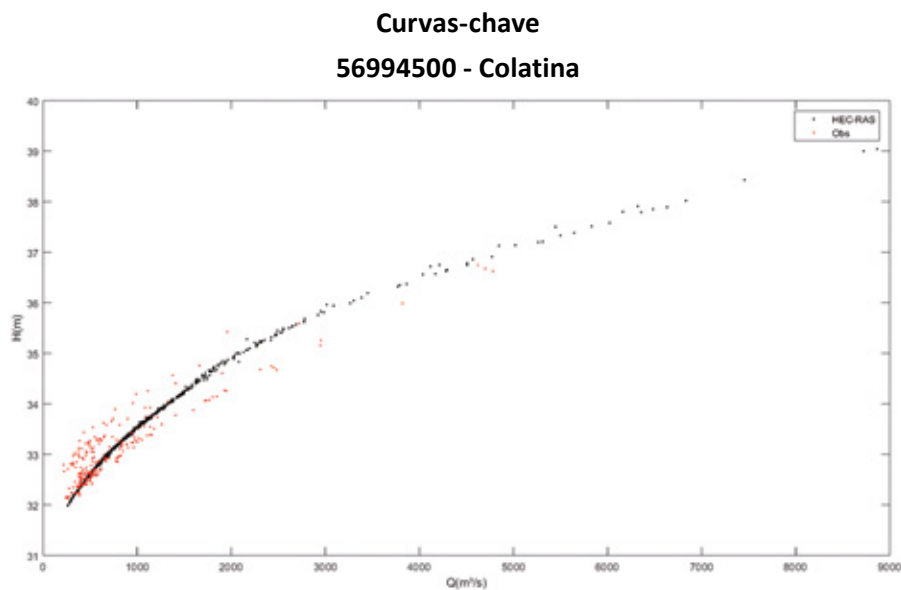


Figura 9 – Curvas-chave para a estação Colatina criadas a partir dos dados observados (toda a série histórica) e simulados com o HEC-RAS (2012 a 2017).



A partir da análise visual, percebe-se que as curvas-chave observadas e simuladas apresentam um comportamento parecido (Figuras 6 e 9). Os valores de vazões são subestimados pelos modelos, bem como os valores de níveis, especialmente para a estação Colatina. Na estação Rio Dantas os níveis máximos são superestimados pelo modelo HEC-RAS, enquanto na estação Colatina eles são subestimados.

A Figura 10 resume os resultados encontrados na validação e apresenta um perfil longitudinal do rio Doce indicando a posição das estações fluviométricas, os valores do coeficiente de Manning e as principais estatísticas calculadas entre os dados observados e os dados simulados com o modelo HEC-RAS. Os valores de ENS para a vazão (ENS_Q) variaram entre 0,71 e 0,78, enquanto que para os níveis (ENS_h) variaram entre 0,69 e 0,84, sendo o melhor resultado encontrado na estação Governador Valadares (GV, 56850000), estação que também apresentou o menor $RMSE$ (0,22 m). Percebe-se ainda que os valores de $BIAS$ variam entre 1 % e 43 % aumentando sempre de montante para jusante.

Para verificar de forma simples a magnitude em comparação de variações naturais de vazão e nível do evento do rompimento da barragem de Fundão, apresenta-se as Figuras 11, 12 e 13 que mostram o nível d'água na seção transversal nas estações Rio Dantas (56425000), Cachoeira dos Óculos (56539000) e Governador Valadares (56850000), que são as três estações (das seis analisadas) mais a montante no rio Doce. Observa-se que em todas as seções o nível máximo atingido no período do rompimento (novembro de 2015) não extravasa para as regiões de planícies, indicando que a cheia a jusante da UHE Candonga, oriunda do rompimento da barragem de Mariana, apresentou baixa magnitude.

Figura 10 – Perfil longitudinal do rio Doce, métricas estatísticas entre os dados de vazão (Q) e nível (h) observados e simulados com o HEC-RAS para as estações fluviométricas da ANA e valores do coeficiente de Manning (n) utilizado em cada trecho de rio. Valores de n em negrito indicam o valor predominante do trecho.

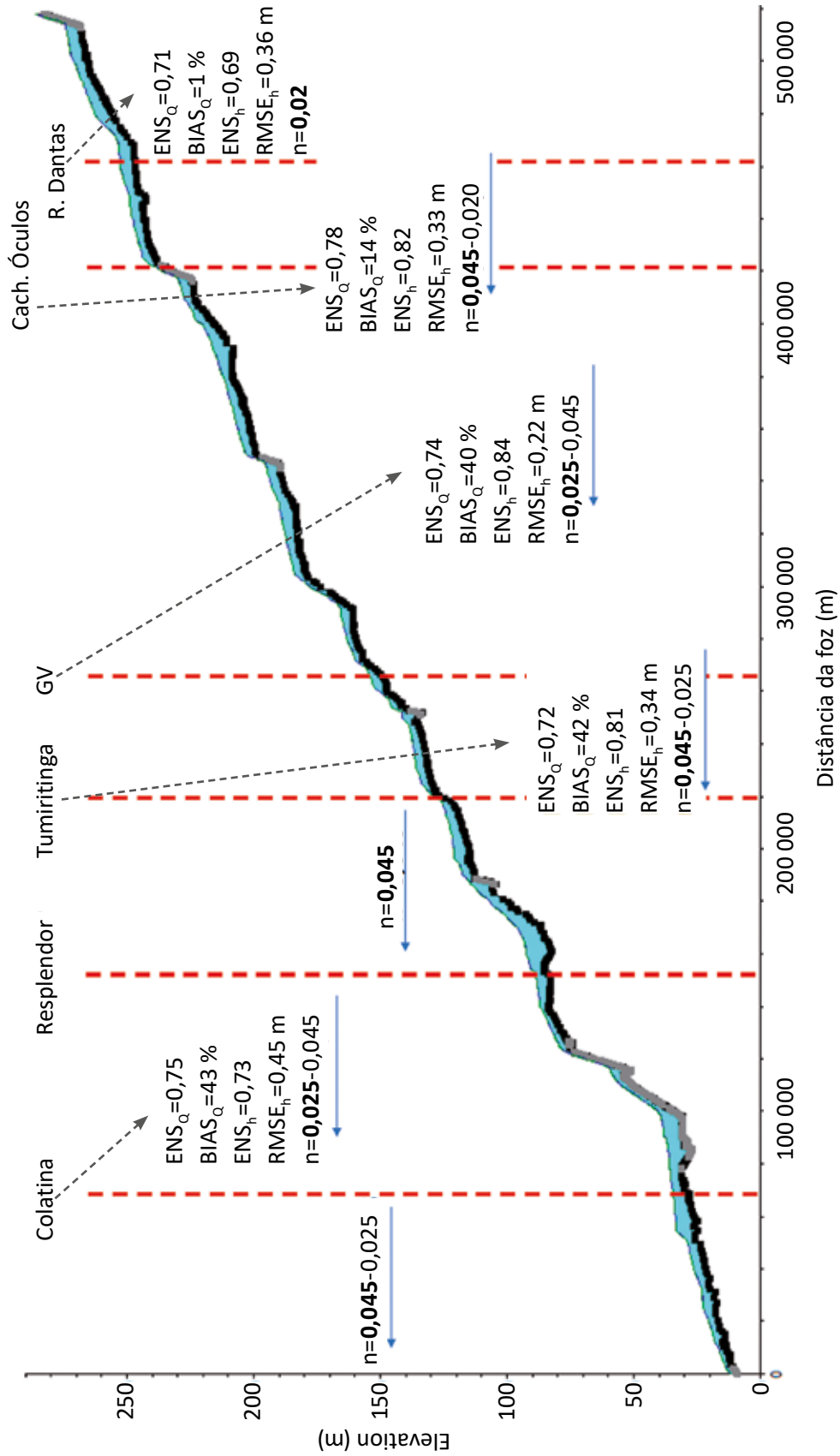


Figura 11 – Seção transversal extraída do modelo HEC-RAS no mesmo local da estação Rio Dantas 56425000 e nível máximo no período de novembro de 2015. Os pontos vermelhos indicam as margens representadas no modelo.

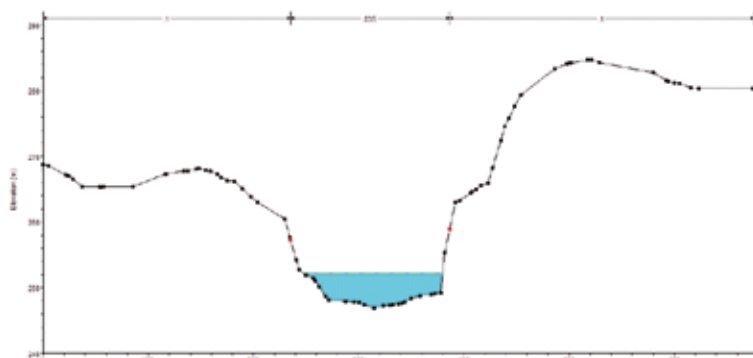


Figura 12 – Seção transversal extraída do modelo HEC-RAS no mesmo local da estação Cachoeira dos Óculos 56539000 e nível máximo no período de novembro de 2015. Os pontos vermelhos indicam as margens representadas no modelo.

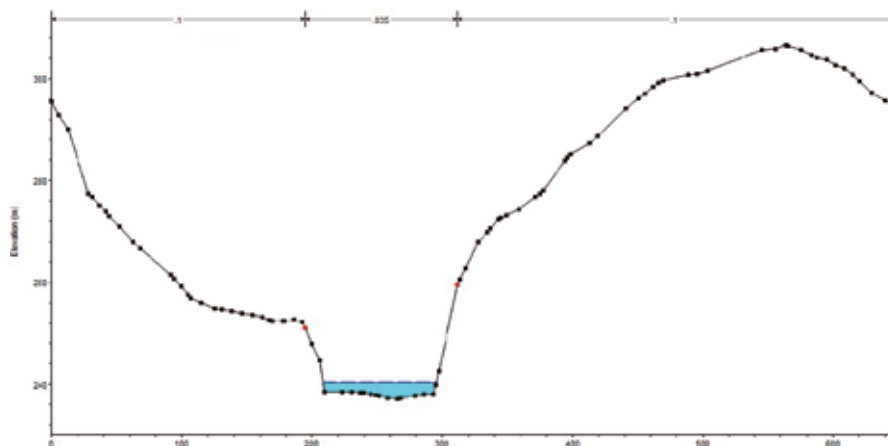
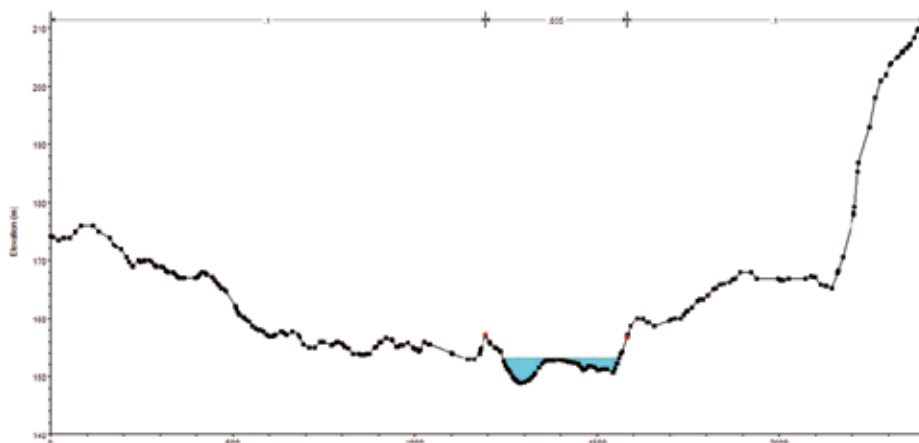


Figura 13 – Seção transversal extraída do modelo HEC-RAS no mesmo local da estação Governador Valadares 56850000 e nível máximo no período de novembro de 2015. Os pontos vermelhos indicam as margens representadas no modelo.



As Figuras 14, 15 e 16 ainda mostram a mancha de inundação máxima estimada com o modelo HEC-RAS para o período do rompimento da barragem de Fundão. Nota-se que os níveis alcançados, mesmo aqueles mais próximos da UHE Candonga, não extrapolam a calha principal do rio e não alcançam as planícies de inundação.

Figura 14 – Exemplo de mancha de inundação máxima simulada do evento de rompimento da barragem de Fundão no Rio Doce a jusante de Candonga.

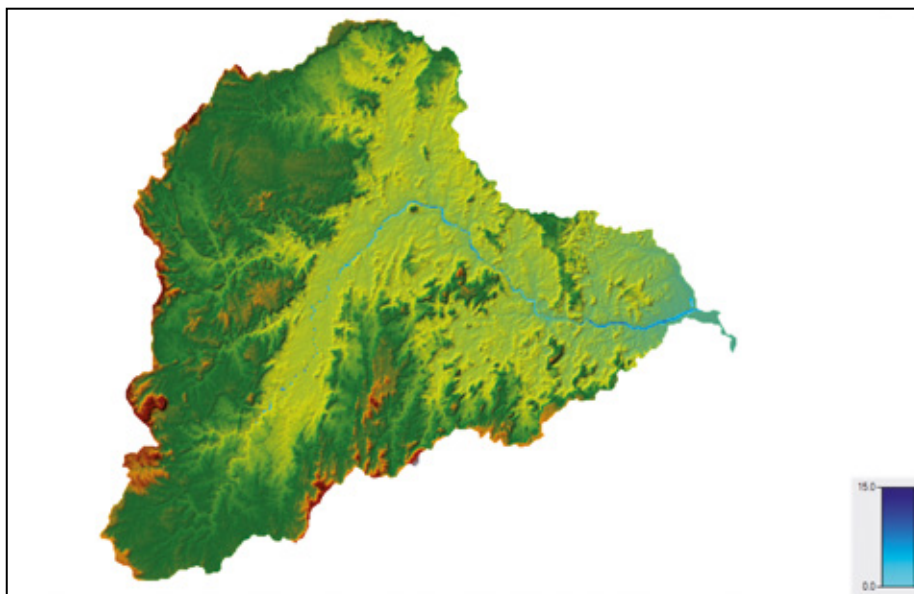


Figura 15 – Exemplo de mancha de inundação simulada, em um evento de cheia, no Rio Doce entre Ipatinga e Governador Valadares.



Figura 16 – Exemplo de mancha de inundação simulada, em um evento de cheia, no Rio Doce entre Governador Valadares e Conselheiro Pena.



Os resultados mostrados indicam que o modelo apresentou boa performance estatística, mas que erros ainda são observados. Destaca-se que: (i) o modelo MGB que forneceu os dados de condições de contorno foi calibrado focando nas vazões e possui um detalhamento geométrico mais simplificado da calha dos rios; (ii) embora o modelo HEC-RAS tenha utilizado informações mais detalhadas para representar a calha do eixo principal do rio Doce, a geometria utilizada ainda é um tanto quanto simplificada, visto que o rio Doce apresenta uma geometria complexa com a presença de muitos alargamentos e estreitamentos e também ilhas e bancos arenosos, difíceis de representar com seções espaçadas em 6 km.

Assim, parte dos erros encontrados são oriundos das estimativas realizadas com o modelo hidrológico MGB, que também não consegue representar na totalidade os processos que ocorrem na natureza, enquanto outra parte dos erros deve-se ao número limitado de seções topobatimétricas disponíveis. Ressalta-se que os erros dos níveis (RMSE médio=0,34 m) estão dentro da faixa encontrada em modelos hidrodinâmicos de trechos de rio, conforme compilação de Fleischmann et al. (2019).

4 CONCLUSÃO

O modelo HEC-RAS foi utilizado para realizar simulações hidrodinâmicas no eixo principal do rio Doce. O modelo passou por uma etapa de ajuste e depois foi validado comparando os resultados simulados com dados observados medidos em campo e a performance do modelo foi avaliada com diferentes métricas.

Os resultados mostraram que o BIAS das vazões simuladas variou entre 1 % e 43 % nas estações fluviométricas avaliadas. O RMSE dos níveis foi em média 0,34 m, o que é consistente com resultados de estudos prévios de simulação hidrodinâmicas em trechos de rios. Observou-se também que as curvas-chave apresentaram comportamento semelhante. Foi ainda possível avaliar com o modelo HEC-RAS que a cheia ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão foi relativamente pequena a jusante da UHE Candonga, com níveis relativamente baixos e ausência de extravasamento na calha do rio Doce. Apesar de não ter sido realizada uma avaliação explícita das áreas inundadas, o grau de confiança sobre as estimativas da extensão de áreas inundadas está relacionado a acurácia das estimativas das vazões e níveis d'água e do modelo digital de elevação. Esses resultados podem ser complementados por informações locais e outras bases de dados como de sensoriamento remoto.



www.institutoslactec.org.br

CONTATO

Leonardo Pussieldi Bastos
Divisão de Meio Ambiente
T + 55 (41) 3361-6882
leonardo.bastos@lactec.org.br