

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS HUMANAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

Bárbara Thaís Ávila de Oliveira

**MOBILIZAÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS NOS DEPÓSITOS
TECNOGÊNICOS FORMADOS A PARTIR DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM
DE FUNDÃO, NO ALTO RIO DOCE, MG**

Juiz de Fora
2020

Bárbara Thaís Ávila de Oliveira

**MOBILIZAÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS NOS DEPÓSITOS
TECNOGÊNICOS FORMADOS A PARTIR DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM
DE FUNDÃO, NO ALTO RIO DOCE, MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Geografia.
Área de concentração: Dinâmicas Espaciais.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Fernandes Felipe

Coorientadora: Prof. Dra. Cristiane Valéria de Oliveira

JUIZ DE FORA

2020

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Oliveira, Bárbara Thaís Ávila de.

Mobilização de elementos químicos nos depósitos tecnogênicos formados a partir do rompimento da barragem de Fundão, no Alto Rio Doce, MG / Bárbara Thaís Ávila de Oliveira. -- 2020.
163 f. : il.

Orientador: Miguel Fernandes Felipe

Coorientadora: Cristiane Valéria de Oliveira

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Humanas. Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2020.

1. Lixiviação. 2. Mobilização . 3. Manejo. 4. Rejeitos . 5. Tecnogênico. I. Felipe, Miguel Fernandes, orient. II. Oliveira, Cristiane Valéria de, coorient. III. Título.

BÁRBARA THAÍS ÁVILA DE OLIVEIRA

**MOBILIZAÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS NOS DEPÓSITOS
TECNOGÊNICOS FORMADOS A PARTIR DO ROMPIMENTO DA
BARRAGEM DE FUNDÃO, NO ALTO RIO DOCE, MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do grau de Mestra em Geografia.

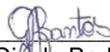
Dissertação defendida e aprovada em 20 de novembro de 2020.



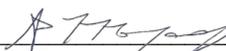
Prof. Dr. Miguel Fernandes Felipe
Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof^a. Dr^a. Cristiane Valéria de Oliveira
Universidade Federal de Minas Gerais



Prof^a. Dr^a. Gisele Barbosa dos Santos
Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof. Dr. Antônio Pereira Magalhães Júnior
Universidade Federal de Minas Gerais

AGRADECIMENTOS

A minha família, em especialmente, a minha mãe, a Ivy e a Tauriel, cuja minha ausência, necessária em inúmeros momentos para a conclusão dessa jornada, foi muito sentida. Sem o seu suporte essa conquista não teria sido possível.

Ao Miguel, meu orientador, cuja parceria, felizmente, tem se estendido ao longo do meu trilhar acadêmico. Cujos apoio e compreensão foram essenciais para que eu pudesse completar esse percurso, mesmo diante das inúmeras adversidades e incertezas vivenciadas.

À Cristiane, minha coorientadora, cujo auxílio irrestrito foi essencial para que esse trabalho fosse construído.

Ao Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal de Juiz de Fora (PPGEO/UFJF) pelo apoio dispendido ao longo da pós-graduação.

Ao Grupo de pesquisa TERRA (Temáticas Relacionadas ao Relevo a Água), vinculado a UFJF, pelo suporte dado no desenvolvimento desse trabalho.

Ao grupo de pesquisa Geomorfologia e Recursos Hídricos, da Universidade Federal de Minas Gerais, e, especialmente, ao professor Antônio Pereira Magalhães Jr. pela viabilização do desenvolvimento do presente trabalho com auxílio financeiro do CNPq por meio do Projeto "Registros de impactos do rompimento da barragem de Fundão nos sistemas hidrogeomorfológicos da bacia do Alto-Médio Rio Doce – MG.

À Virgínia, pela parceria e suporte ao trilharmos esse caminho tortuoso da pós-graduação.

Ao Pedro e a Lídia, por seu apoio nas atividades de campo. Ao Luiz e a Nayara, por seu imprescindível auxílio nas análises laboratoriais.

Aos colegas da Prefeitura de Juiz de Fora que direta ou indiretamente possibilitaram que eu desenvolvesse as atividades da pós-graduação em concomitância a um emprego em período integral.

Aos professores, que gentilmente, aceitaram o convite para participar da defesa dessa dissertação e que puderam assim contribuir para o seu aprimoramento.

I
O Rio? É doce.
A Vale? Amarga.
Ai, antes fosse
Mais leve a carga.

II
Entre estatais
E multinacionais,
Quanto ais!

III
A dívida interna.
A dívida externa
A dívida eterna.

IV
Quantas toneladas exportamos
De ferro?
Quantas lágrimas disfarçamos
Sem berro?

RESUMO

O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão na bacia hidrográfica do rio Doce, ocorrido em novembro de 2015, é tido como o maior desastre ambiental (tecnológico) da história do país. A deposição abrupta da carga sedimentar no fundo dos vales ocasionou a formação de espessos pacotes de sedimentos tecnogênicos. A opção de manejo adotada pela gestora do desastre, a Fundação Renova, é a manutenção dos rejeitos nos ambientes de deposição. Proposta essa baseada em uma suposta inércia química do material, que se manteria geoquimicamente estável desde que não submetido a condições de redução. Condição essa que não implicaria em danos potenciais a partir da contaminação química das águas subsuperficiais e subterrâneas. Em vista da opção de manejo elegida e do questionamento à inércia química preconizada tem-se como objetivo avaliar a mobilização dos elementos químicos dos depósitos de rejeito em ambientes marginais do corredor hídrico afetado à luz das proposições de manejo. Para a realização do estudo foi selecionado trecho do corredor hídrico afetado compreendido entre a barragem de Fundão e a UHE de Risoleta Neves. Foram selecionadas 3 seções transversais, onde foram alocados pares de pontos por seção, totalizando 6 pontos amostrais nos quais foram feitas as coletas dos rejeitos. Foram realizados ensaios de lixiviação nos rejeitos para verificar a mobilização dos elementos químicos a partir do contato com as águas percolantes de pH ácido e básico. No extrato lixiviado resultante foram mensurados os parâmetros físico-químicos pH, condutividade elétrica, turbidez e os elementos maiores Fe, Al, Si e Mn e os elementos-traço As, Ba, Cd, Pb, Cu, Co, Cr, Ti, Ni, V, e Zn mensurados. Indica-se que, diante das concentrações mensuradas nos extratos lixiviados, a inércia química preconizada é questionável, sobretudo se os materiais tecnogênicos forem mantidos em condições redutoras em ambientes de maior acidez. Os pontos amostrais situados nos ambientes marginais adjacentes ao canal fluvial foram aqueles que apresentaram, sobremaneira, as maiores concentrações de elementos químicos nos lixiviados. A mobilização de elementos químicos observada enseja a realização de debates acerca das práticas de manejo que mais se adequem as áreas úmidas naturalmente redutoras que tem o potencial de fornecer condições que viabilizem a lixiviação dado o contato permanente ou periódico com as águas.

Palavras-chave: lixiviação, mobilização, manejo, rejeitos, tecnogênico.

ABSTRACT

The breaking of Fundão's tailing's dam in rio Doce basin, which occurred in November of 2015, is considered to be the biggest environmental (technological) disaster of the history of the country. The sudden deposal of sedimentar cargo on the bottom the valley caused the formation of thick packages of technogenic sendimentals. The handling option adopted by the managers of the disaster, "Fundação Renova", is the maintaince of the tailings on the deposit environments. That proposal is based on a supposed chemical inertia from the material, which would keep geochemically stable as long as, it is not submitted to reduction conditions. This condition would not imply potential damage by the chemical contamination of fresh waters and groundwater. Bearing in mind, the handling option and the chemical inertia questioning, it's main goal is to evaluate the mobilization of the chemical elements on the deposit tailings in marginal environments in the hydric corridor affected by the propositions of the handling. In order to do that study, it was selected a part of the affected hydric corridor between Fundão's dam and Risoleta Neves UHE. Three cross sections were chosen, where they were allocated by section pair points, in total of six sample points which tailings samples were collected. Lixiviation tests were made in the tailings to verify the mobilization of the chemical elements by the contact with the percolant waters with acid and basic pH. On the measured extract, it was measured the physical- chemical parameters pH, electrical conductivity, turbidity and the biggest elements Fe, Al, Si e Mn and the trace elements As, Ba, Cd, Pb, Cu, Co, Cr, Ti, Ni, V and ZC were measured. Which indicates, in face of the measured concentrations in the leachates extracts, the preconized chemical inertia is questionable, especially if the technogenic materials are kept in reducing conditions, on a big acid environment. The sample points placed on adjacent marginal environments to the fluvial channel were those, which presented, the largest concentrations of chemical elements on the leachates. The mobilization of the observed chemical elements makes the need of debating around handling practices that best fit the naturally reducing humid areas with the potencial of providing optimal conditions to enable leaching, consedering the permanente or periodical contact with those waters.

Weywords: leaching, mobilization, handling, tailling, technogenic.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localidades afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão ao longo do corredor hídrico afetado na bacia hidrográfica do rio Doce.....	19
Figura 2 - Corredor hídrico afetado (córregos Fundão e Santarém, rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce) no Alto Rio Doce.....	20
Figura 3 - Barragens de rejeito e resíduos no Quadrilátero Ferrífero e imediações e os seus potenciais de dano ambiental, em 2019.....	25
Figura 4 - Localização das principais estruturas existentes no Complexo Minerário de Germano-Alegria no pós-rompimento.....	27
Figura 5 - Proposta de transição entre o Holoceno no Período Quaternário e o Tecnógeno no período Quinário.....	29
Figura 6 - Proposta de classificação dos terrenos tecnogênicos agradacionais.....	33
Figura 7 - Feições tecnogênicas que tiveram sua gênese atrelada a instalação e operação do complexo minerário de Germano-Alegria e da Mina de Fábrica Nova, no limite entre os municípios de Ouro Preto e Mariana (MG).....	35
Figura 8 - Alterações substanciais na fisiografia da paisagem em decorrência da operação do complexo minerário de Germano-Alegria e da Mina de Fábrica Nova, no município de Mariana (MG).....	36
Figura 9 - Depósitos tecnogênicos formados na localidade de Bento Rodrigues, em Mariana (MG) em 2015.....	40
Figura 10 - Terreno tecnogênico agradacional. Depósito tecnogênico induzido formado a partir da deposição de material detrítico sobre sedimentos de maior granulometria pré-existentes nas imediações da margem direita do rio Gualaxo do Norte, em Paracatu de Baixo, Mariana (MG).....	41

Figura 11 - Transição abrupta entre depósito tecnogênico (rejeitos) e sedimentos aluviais subjacentes pré-rompimento em amostra em provável terraço na margem direita do rio Piranga, na confluência com o rio do Carmo.....	42
Figura 12 - Trechos dos rios e tipos de depósitos.....	51
Figura 13 - Descrição dos trechos nos quais se dará a aplicação dos planos de manejo individualmente.....	52
Figura 14 - Formação de depósitos tecnogênicos nas planícies e terraços do rio Gualaxo do Norte e sobre afluente da margem direita em Paracatu de Baixo.....	54
Figura 15 - Depósitos formados na sede do município de Barra Longa (MG) nos momentos que sucederam a passagem da onda de cheia.....	55
Figura 16 - Comparação entre as médias das concentrações dos elementos químicos presentes nos sedimentos obtidas por Costa 2001, por Santos (2019) e o background geoquímico de Rodrigues 2012.....	61
Figura 17 - Composição e profundidade dos perfis de intemperismo em diferentes regimes climáticos.....	64
Figura 18 - Taxas de intemperismo físico e químico de acordo com as médias de precipitação e temperatura.....	65
Figura 19 - O processo de lixiviação pelas águas meteóricas que percolam demonstrado a partir de analogia a coador de café em diferentes regimes de precipitação.....	68
Figura 20 - Relação entre o pH e a solubilidade de Al, Fe, Si Amorfa e quartzo.....	70
Figura 21 - Seções transversais no trecho do corredor hídrico afetado no recorte espacial estudado.....	77
Figura 22 - Bacias de contribuição das seções transversais.....	78

Figura 23 - Temperaturas mínima, média compensada e máxima mensal (°C). Normais climatológicas do Brasil 1961-1990 nas estações climatológicas de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa (MG).....	80
Figura 24 - Precipitação acumulada mensal e anual (mm) - Normais climatológicas do Brasil 1961-1990 nas estações climatológicas de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa (MG).....	81
Figura 25 - Balanços Hídricos Climatológicos (Normal Climatológica 1961-1990) das estações de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa (MG).....	82
Figura 26 - Armazenamento de água no solo (Normal Climatológica 1961-1990) das estações de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa (MG).....	83
Figura 27 - Unidades e estruturas geológicas na área de estudo.....	87
Figura 28 - Perfil longitudinal esquemático representativo das unidades litológicas e estruturas geológicas atravessadas pelo corredor hídrico afetado pelo rompimento entre a barragem de rejeitos de Fundão e a UHE Risoleta Neves.....	88
Figura 29 - Hipsometria do recorte espacial elegido.....	90
Figura 30 - Declividades do recorte espacial elegido.....	91
Figura 31 - Unidades de Paisagem mapeadas em Zoneamentos Ambientais Produtivos.....	93
Figura 32 - Propriedades rurais constantes no Cadastro Ambiental Rural (CAR) no recorte espacial selecionado, com destaque para aquelas que estiveram no caminho da lama.....	98
Figura 33 - Usos da terra na área de estudo.....	100

Figura 34 - Perfil esquemático e seção transversal onde estão os alocados os pontos de amostrais P01A e P01B na localidade de Paracatu de Baixo, Mariana (MG).....	103
Figura 35 - Ponto de coleta P01A.....	104
Figura 36 - Ponto de coleta P01B.....	105
Figura 37 - Perfil esquemático e seção transversal onde estão os alocados os pontos de amostrais P02A e P02B no distrito de Gesteira, Barra Longa (MG).....	107
Figura 38 - Ponto de coleta P02A.....	108
Figura 39 - Ponto de coleta P02B.....	109
Figura 40 - Perfil esquemático e seção transversal onde estão os alocados os pontos amostrais P03A e P03B localizados na confluência entre os rios do Carmo e Piranga nos limites dos municípios de Santa Cruz do Escalvado e Rio Doce (MG).....	110
Figura 41 - Ponto de coleta P03A.....	111
Figura 42 - Ponto de coleta P03B.....	112
Figura 43 - Colunas construídas para a realização dos ensaios de lixiviação.....	113
Figura 44 - Condutividade Elétrica (μS) x pH nos extratos lixiviados.....	121
Figura 45 - Turbidez (UNT) x pH nos extratos lixiviados.....	123
Figura 46 - Diagrama de Schoeller-Berkaloff dos extratos lixiviados de pH ácido.....	127
Figura 47 - Concentrações dos elementos químicos mensurados e valores máximos permitidos nas águas potáveis destinadas ao consumo humano para as substâncias químicas que representam risco à saúde - Parte 1.....	129

Figura 48 - Concentrações dos elementos químicos mensurados e valores máximos permitidos nas águas potáveis destinadas ao consumo humano para as substâncias químicas que representam risco à saúde - Parte 2.....	130
Figura 49 - Variação longitudinal e lateral da condutividade elétrica nos extratos lixiviados no corredor hídrico afetado.....	134
Figura 50 - Variação longitudinal e lateral da turbidez nos extratos lixiviados no corredor hídrico afetado.....	135
Figura 51 - Condutividade elétrica e turbidez nos pares de pontos amostrais das seções transversais ao longo do perfil longitudinal.....	137
Figura 52 - Comparativo da concentração (mg/L) dos elementos químicos maiores e traços avaliados nas amostras ácidas e básicas dos extratos lixiviados.....	138
Figura 53 - Variação longitudinal e lateral dos elementos Al, As, Ba e Cd.....	140
Figura 54 - Variação longitudinal e lateral dos elementos Pb, Co, Cu e Cr.....	141
Figura 55 - Variação longitudinal e lateral dos elementos Fe (total), Mn, Ni e Sílica.....	142
Figura 56 - Variação longitudinal e lateral dos elementos Ti, V e Zn.....	143
Figura 57 - Elementos químicos mensurados nos extratos lixiviados e aqueles que excederam os padrões de potabilidade na seção transversal P01.....	145
Figura 58 - Elementos químicos mensurados nos extratos lixiviados e aqueles que excederam os padrões de potabilidade na seção transversal P02.....	146
Figura 59 - Elementos químicos mensurados nos extratos lixiviados e aqueles que excederam os padrões de potabilidade na seção transversal P03.....	147

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Efeitos análogos na paisagem de processos exógenos naturais e tecnogênicos atrelados as atividades minerárias	31
Quadro 2 - Avaliação dos potenciais riscos e impactos decorrentes da permanência e da retirada dos rejeitos.....	48
Quadro 3 - Contextos existentes nos trechos T-09, T-10 e T-11.....	56
Quadro 4 - Reações químicas principais atreladas ao intemperismo nas rochas e solos.....	67
Quadro 5 - Composição mineralógica das Formações Ferríferas Bandadas.....	84
Quadro 6 - Composição química dos minerais que compõe as Formações Ferríferas Bandadas.....	85
Quadro 7 - Percentuais de elementos químicos na crosta terrestre, suas possíveis fontes de contaminação na água potável e os potenciais efeitos a saúde por exposição a longo prazo.....	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição mineralógica dos rejeitos (percentual).....	60
Tabela 2 - Distância no canal entre a barragem de Fundão, as seções transversais e a UHE Risoleta Neves.....	76
Tabela 3 - Quantitativo de habitantes nos municípios considerados no recorte espacial adotado segundo o censo demográfico de 2010.....	96
Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos e elementos químicos mensurados nos extratos lixiviados.....	120
Tabela 6 - Composição química dos extratos lixiviados (em percentuais).....	126

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO: as consequências do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão.....	17
2	AS BARRAGENS DE REJEITOS NO CONTEXTO DO PROCESSO PRODUTIVO MINERAL: o caso do complexo de Germano-Alegria.....	23
3	A PAISAGEM NO PERÍODO TECNÓGENO: o papel das coberturas tecnogênicas produzidas pelas atividades minerárias.....	28
3.1	A AÇÃO GEOMORFOLÓGICA DA MINERAÇÃO: intencionalidades e excepcionalidades.....	29
3.2	A INTENCIONALIDADE DA ATIVIDADE MINERÁRIA E A EXCEPCIONALIDADE DO ROMPIMENTO: o caso da barragem de Fundão.....	33
4	DAS PREMISSAS AS AÇÕES DE MANEJO DOS DEPÓSITOS TECNOGÊNICOS.....	43
4.1	A APLICAÇÃO DO PLANO DE MANEJO: a adoção de trechos específicos e sua influência na gestão do desastre	50
4.2	AS ALTERNATIVAS DE MANEJO À LUZ DO ESTADO DA ARTE.....	57
5	INTEMPERISMO E LIXIVIAÇÃO: interações entre as águas e as coberturas superficiais.....	63
6	A ÁREA DE ESTUDO.....	70
7	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	101
7.1	AS SEÇÕES TRANSVERSAIS E OS PONTOS AMOSTRAIS.....	102
7.1.1	Seção Transversal P01.....	102
7.1.2	Seção Transversal P02.....	106
7.1.3	Seção Transversal P03.....	109
8	A POTENCIAL MOBILIZAÇÃO DOS ELEMENTOS QUÍMICOS NOS DEPÓSITOS TECNOGÊNICOS.....	118
9	A ESPACIALIDADE DA MOBILIZAÇÃO: a interface de interação com os vetores longitudinal e lateral.....	133
10	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	149
	REFERÊNCIAS	

1 INTRODUÇÃO: as consequências do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão

Os rompimentos de barragens, especialmente aquelas responsáveis pela retenção de rejeitos de mineração, podem ter consequências catastróficas para as áreas a jusante de sua instalação, com o desencadeamento de impactos negativos de forte magnitude e grande relevância.

O deslocamento dos materiais sedimentares ocasionado pelas rupturas ocorre de forma abrupta e assemelha-se mais a movimentos de massa, processos gravitacionais típicos de vertente, do que a processos fluviais, vindo a apresentar similaridades a fluxos de lama que desencadeiam alterações geomórficas severas (CAPART; YOUNG; ZECH, 2001) nos corredores hídricos. No decorrer do deslocamento dos sedimentos, podem ser soterradas amplas áreas (SAMMARCO, 1999), sendo a extensão da deposição dependente diretamente do quantitativo de material deslocado, das características do material que compõe os rejeitos, bem como dos condicionamentos geomórficos e hidrodinâmicos existentes no trecho dos vales afetados.

Em cenários com extensos depósitos tecnogênicos formados nos vales fluviais por rejeitos e materiais e eles incorporados em decorrência de eventos anômalos de sedimentação vem a ser de suma importância a avaliação das medidas adotadas para o seu manejo. O desenvolvimento de estratégias de manejo que sejam bem-sucedidas perpassa o seu embasamento em estudos aprofundados acerca das dinâmicas vigentes nos sistemas ambientais afetados. As opções elegidas pelos gestores dos desastres, sobretudo no que se refere aos locais onde esses materiais serão mantidos e, conseqüentemente, como se darão as suas interações com os ambientes circundantes, sejam esses controlados ou não, devem ser postas em evidência e amplamente discutidas.

Um dos rompimentos de barragens de rejeitos de maior magnitude já observados, responsável pela formação de extensos depósitos tecnogênicos, foi o de Fundão, de responsabilidade da SAMARCO MINERAÇÃO S.A, ocorrido em 5 de novembro de 2015, no município de Mariana, Minas Gerais. A ruptura do reservatório provocou prejuízos imensuráveis aos meios físico, biótico e socioeconômico na bacia hidrográfica do rio Doce (FELIPPE et al., 2016b). Esse evento veio a ser considerado o desastre ambiental, lê-se tecnológico, de maior magnitude da história do Brasil, sendo o maior do mundo no que se refere a barragens de rejeito (GEMG, 2016).

No momento do rompimento, estima-se que houvesse 50 milhões de m³ de rejeitos no reservatório e que cerca de 34 milhões de m³ tenham sido mobilizados em um primeiro pulso e

que os 16 milhões de m³ que permaneceram na barragem teriam sido remobilizados continuamente para o corredor hídrico a jusante na bacia do rio Doce (IBAMA, 2015). O deslocamento dos rejeitos afetou aproximadamente 600 km de corredores hídricos na bacia tendo sido impactados diversos municípios, até atingir o oceano no litoral do estado do Espírito Santo (FIGURA 1), o que ocasionou inúmeros danos, ainda não bem compreendidos.

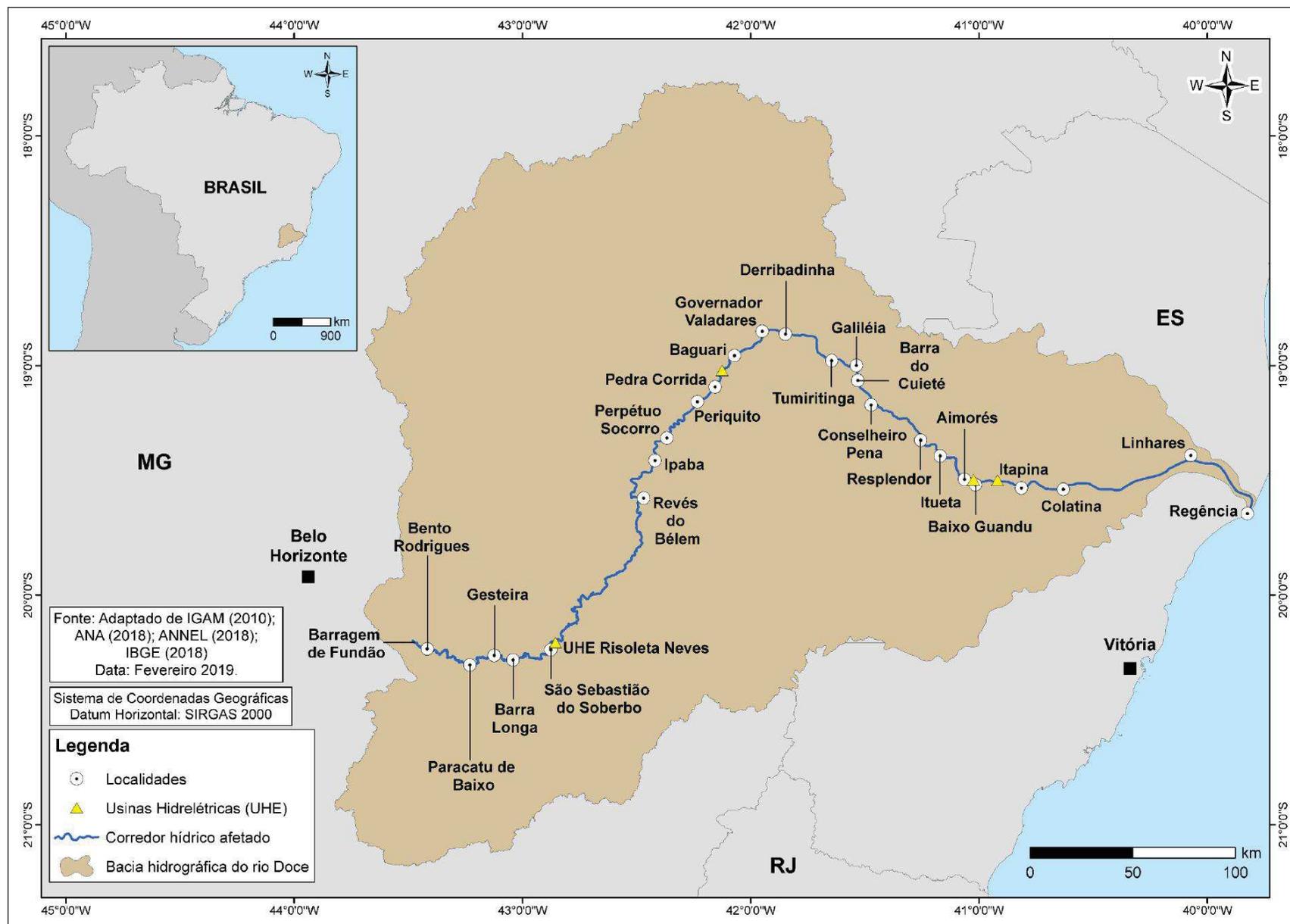
O súbito deslocamento dos rejeitos pelos fundos de vale propiciou a mobilização e a incorporação de frações de solos, sedimentos e da cobertura vegetal que se situavam nas calhas e nas planícies de inundação dos cursos d'água (CH2M, 2017). Nos cerca de 600 km percorridos pelos rejeitos até atingir o litoral, passando pelos vales dos córregos do Fundão e Santarém e dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce, houve a deposição da carga sedimentar de maneira heterogênea ao longo das calhas e planícies aluviais (FELIPPE, 2016a; CH2M, 2017).

A magnitude do evento possibilitou a inserção de um quantitativo significativo de material sedimentar no sistema fluvial, sobremaneira, nos primeiros 100 km (FIGURA 2) de canais afetados, o que se deu em decorrência de a UHE Risoleta Neves ter atuado como nível de base regional e condicionado a sedimentação a montante. Foram atingidas de forma mais conspícua as localidades situadas mais próximas ao reservatório, como Bento Rodrigues e Paracatu de Baixo, no município de Mariana, e Gesteira, distrito do município de Barra Longa, que também teve sua sede urbana, situada nas margens do rio do Carmo, atingida.

Com base em estimativas realizadas através de fotointerpretação de imagens de satélite e aéreas, a extensão da deposição de rejeitos foi de 2.185 ha entre as barragens de Santarém e UHE Risoleta Neves, sendo que 1.644 ha foram em áreas terrestres e 541 ha nas calhas de cursos d'água (GOLDER ASSOCIATES, 2016).

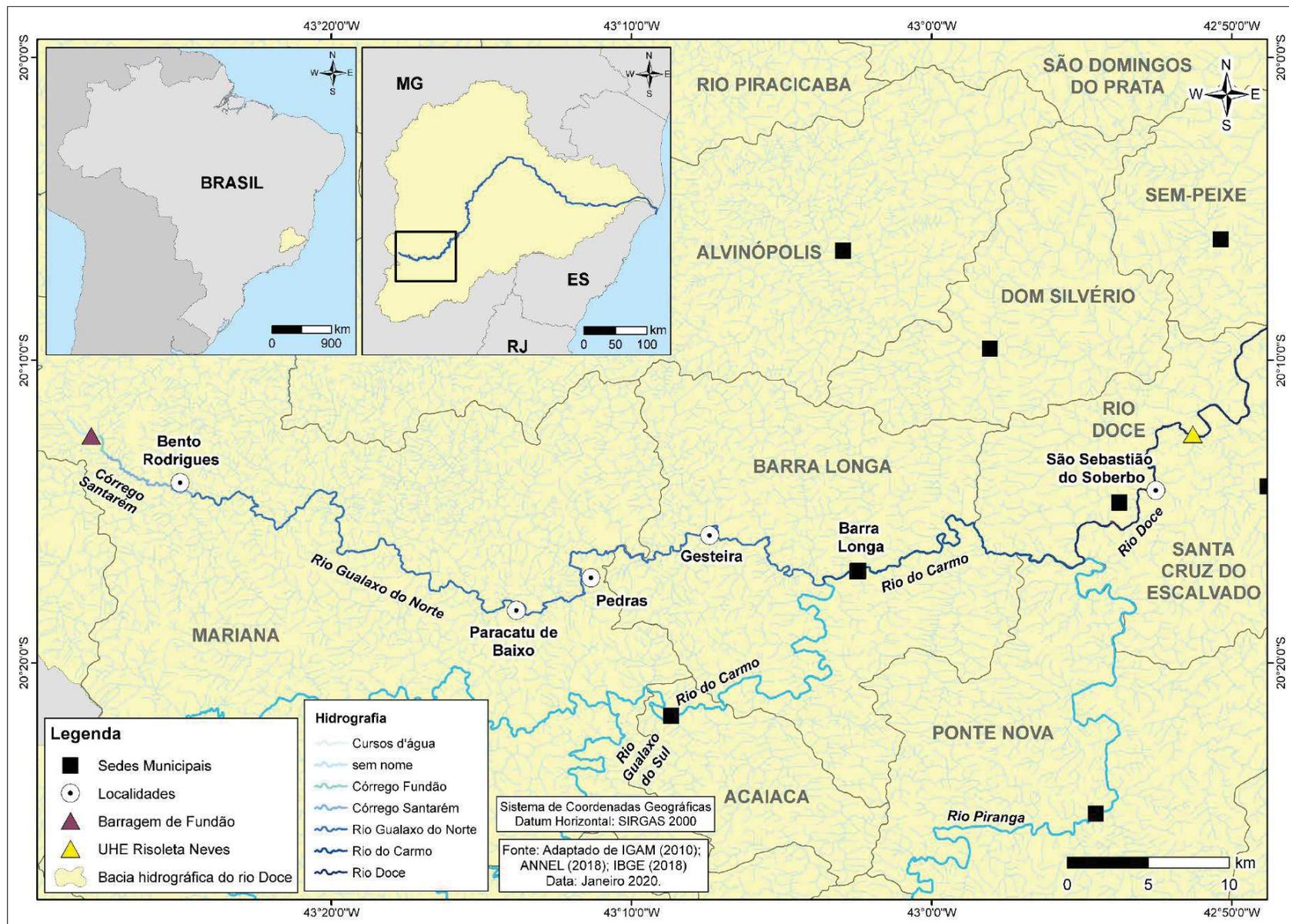
O entendimento do contexto que levou ao rompimento passa a figurar como essencial para prevenir a ocorrência de tais eventos em outras estruturas de contenção de rejeitos. No caso de Fundão, as causas imediatas que levaram a ruptura da barragem, identificadas por comitê de especialistas (CLEARY GOTTLIEB STEEN & HAMILTON LLP, 2016), foram “um deslizamento fluido provocado pela liquefação que se iniciou na ombreira esquerda da barragem” (CLEARY GOTTLIEB STEEN & HAMILTON LLP, 2016, p.I), que foi desencadeado por sucessivas condições que se instalaram na estrutura que eram propícias a ocorrência do evento. Conhecimento que, no entanto, não impediu que situação similar se desse em janeiro de 2019, com o rompimento da barragem de rejeitos B1 da Mina do Córrego do Feijão, em Brumadinho (MG), de responsabilidade da Vale S.A.

Figura 1 - Localidades afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão ao longo do corredor hídrico afetado na bacia hidrográfica do rio Doce



Fonte: Organização da autora.

Figura 2 – Trecho dos corredores hídricos afetados (córregos Fundão e Santarém, rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce) onde houve a formação de extensos depósitos tecnogênicos



Fonte: Organização da autora.

Os danos ambientais de diferentes magnitudes ainda não bem compreendidos, assim como a necessidade de se entender os prováveis desdobramentos para os meios físico, biótico e socioeconômico em curto, médio e longo prazo nas áreas afetadas, faz com que a avaliação das consequências do desastre figure no centro das questões a serem levantadas e discussões pelos diferentes atores envolvidos. Viabilizar a construção desse conhecimento perpassa o desenvolvimento de pesquisas multi e interdisciplinares, que vêm sendo produzidas por órgãos governamentais, universidades e empresas associadas às mineradoras, que resultam em levantamentos que auxiliam as tomadas de decisões.

Dentre os documentos elaborados que versam sobre o manejo dos depósitos tecnogênicos criados a partir do rompimento de Fundão, podendo ser tido como um dos de maior vulto, está o plano de manejo dos rejeitos (CH2M, 2017). Tal documento, elaborado para nortear as ações de recuperação, justifica a opção elegida, a qual consiste na manutenção dos materiais em seus ambientes de deposição, em decorrência da aparente inércia química dos materiais deslocados da barragem e depositados no corredor hídrico, onde:

O estudo geoquímico mostrou que os rejeitos, formados por quartzo e óxido de ferro (hematita) podem ser considerados geoquimicamente estáveis e com baixa toxicidade se mantidas as condições de oxidação, ou seja, não saturados e aerados. No estado oxidado, elementos como arsênio e chumbo, associados ao ferro, permanecerão imobilizados (CH2M, 2017, p.39)

Justificativa que deve ser ponderada diante da parcela considerável de rejeitos que se encontram sob condições de redução, especialmente aqueles depositados nas calhas dos cursos d'água e, em menor grau, aqueles nas planícies de inundação que são periodicamente inundadas e em que os materiais estão em constante interação com as águas meteóricas provenientes das precipitações. As tomadas de decisões acerca do manejo dos depósitos apresentadas se baseiam em uma suposta inércia química dos materiais constituintes dos depósitos, que se manteriam quimicamente estáveis desde que não submetidos a condições de redução, o que não implicaria em danos potenciais aos ecossistemas e as populações.

Diante da opção preferencial pela manutenção dos rejeitos nas áreas onde ocorreu a deposição advogada pela Fundação Renova¹ (CH2M, 2017), gestora do desastre, torna-se

¹ A RENOVA é uma fundação privada, sem fins lucrativos, que é indicada como tendo em sua concepção uma estrutura de governança, fiscalização e controle própria. As diversas ações a serem executadas para o restabelecimento do ambiente degradado pelo rompimento tem a gestão exercida pela Fundação, o que inclui a elaboração da ampla gama de diagnósticos que subsidiarão as tomadas de decisão. É advogado que a gestão do desastre foi delegada a ela com o objetivo de aumentar a eficiência das ações de reparação e de compensação dos danos e impactos decorrentes do rompimento da barragem (BRASIL, 2016). A confecção de tais documentos ficando a cargo de empresas contratadas diretamente pela RENOVA já demonstra a necessidade de serem empreendidas pesquisas por instituições independentes, para que se possa ensejar o debate de ideias mediante a participação de múltiplos atores.

imprescindível a realização de avaliações por parte de instituições independentes que venham a ponderar a mobilização dos elementos químicos desses materiais tecnogênicos para o sistema fluvial e para as águas subterrâneas. Da mesma forma, deve-se levantar os possíveis impactos decorrentes da eventual mobilização para as populações que tem seus modos de vida atrelados a dinâmica dos canais fluviais afetados, muitas das quais tiveram suas atividades produtivas e de sustento atingidas (MENDES, 2018).

Assim, cabe questionar as premissas técnico-científicas oficiais que foram consideradas para a tomada de decisão com relação ao gerenciamento desses resíduos sólidos, uma vez que é posto que, caso sejam adotadas práticas de manejo que garantam a sua manutenção nos locais de deposição, não seriam necessárias ações adicionais, já que possíveis desdobramentos de sua manutenção não abrangeriam impactos ambientais negativos ou que esses seriam insignificantes.

Em vista disso, surge a proposição de se investigar a mobilização dos elementos químicos existentes nos rejeitos e materiais a eles incorporados quando da interação com as águas nos ambientes em que se depositaram na bacia do rio Doce, investigação esta de caráter essencial quando das ponderações realizadas para as tomadas de decisões acerca das alternativas de manejo dos rejeitos.

A partir dessas considerações, tem-se que a questão norteadora que balizou a execução deste trabalho é de que a inércia química do material liberado pelo rompimento, que vem sendo defendida pelos gestores do desastre, é real, e, se sim, em quais condições? Diante do exposto, essa pesquisa tem como objetivo avaliar a mobilização dos elementos químicos dos depósitos de rejeito em ambientes marginais do corredor hídrico afetado à luz das proposições de manejo. Como objetivos específicos pretende-se: I) Interpretar longitudinalmente a lixiviação dos rejeitos; II) Discutir a influência dos diferentes ambientes marginais na interação da água com os rejeitos.

A pesquisa foi desenvolvida com o auxílio financeiro do CNPq por meio do Projeto "Registros de impactos do rompimento da barragem de Fundão nos sistemas hidrogeomorfológicos da bacia do Alto-Médio Rio Doce - MG, Brasil", processo n. 407704/2018-3.

2 AS BARRAGENS DE REJEITOS NO CONTEXTO DO PROCESSO PRODUTIVO MINERAL: o caso do complexo de Germano-Alegria

A compreensão da amplitude da problemática relativa à existência de barragens de rejeitos e a possibilidade de ocorrência de desastres tecnológicos a partir do rompimento dessas estruturas e, em específico, ao rompimento da barragem de rejeitos de Fundão e os seus desdobramentos em território nacional, requer que se promovam reflexão acerca do funcionamento do processo produtivo nos complexos minerários.

O processo produtivo da mineração perpassa diferentes etapas, dentre as quais destacam-se a geração de resíduos e o seu manejo. O minério extraído das lavras consiste em um agregado de origem natural composto por mineral-minério e ganga. Os minerais-minérios são aqueles minerais dos quais se pode extrair metais com as tecnologias à disposição para aproveitamento econômico, sendo passíveis de comercialização (IBGE, 2004). Por outro lado, as gangas são um material mineral que é desprovido de valor econômico (IBGE, 2004), sendo passível de descarte. Os resíduos sólidos provenientes da extração são conhecidos como estéreis. Aqueles gerados a partir do tratamento/beneficiamento dos minérios provenientes das lavras são denominados rejeitos. Diferentemente dos concentrados de minério, que vem a ser comercializados, e os rejeitos (IBRAM, 2016) de mineração apresentam uma concentração elevada de ganga ou minerais de valor secundário (IBGE, 2004), não sendo, muitas vezes, passíveis de aproveitamento, tendo como destino final a disposição no ambiente.

A disposição dos rejeitos gerados nos processos de beneficiamento se dá, habitualmente, em reservatórios construídos a partir de diques de contenção ou barragens, sendo tais criados ora fazendo-se uso de solo natural e ora utilizando-se os próprios rejeitos (IBRAM, 2016). Em função do tipo de minérios e do tratamento despendido, são produzidos rejeitos de diversas características mineralógicas, físico-químicas e geotécnicas (IBRAM, 2016), o que deve ser considerado no processo de seleção das alternativas de manejo desses materiais.

A geração de rejeitos está diretamente atrelada à cadeia produtiva do minério. Em 2015, ano de rompimento da barragem de Fundão, esse segmento contabilizou 20,4% das exportações totais do país. As reservas de minério de ferro lavráveis brasileiras representavam 21,3% das reservas minerais mundiais, com reservas de 43.876 Mt, o que fazia a nação ocupar o 2º lugar no ranking de participação mundial. A participação na produção mundial de minério de ferro encontrava-se na casa dos 13%, figurando na 3ª colocação, com cerca de 430,8 Mt, sendo 115,8 Mt destinadas ao consumo interno. Nesse período, a exportação de matérias primas/produtos intermediários representou 64% das exportações brasileiras, sendo que, no setor mineral, as

exportações de bens minerais primários foram de 47,2%, sendo o ferro responsável por 74% dessa totalidade. No setor mineral, 33,28% das exportações tiveram como destino o mercado chinês (DNPM, 2018).

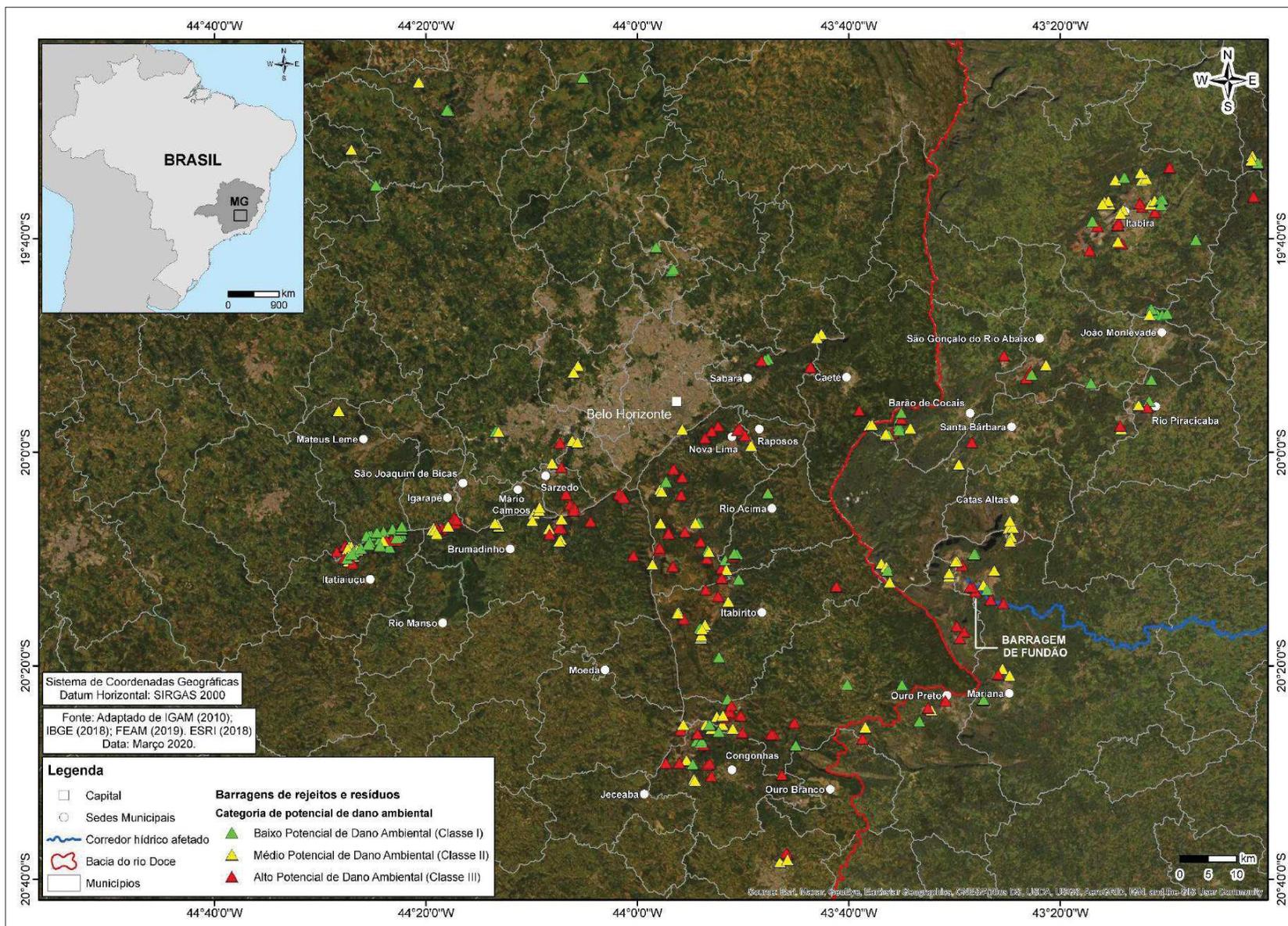
Tal configuração reforça a assertiva de que a exploração das jazidas de ferro-manganes em Minas Gerais, estabelecidas na segunda metade do século XX, essencialmente a partir de década de 1980 (COSTA, 2001), tem na atualidade adotado o modelo de grande mineração, em especial a de ferro, que visa o atendimento das demandas do mercado internacional, modelo esse que tem como expoentes empresas como a SAMARCO MINERAÇÃO S.A., uma joint-venture da VALE S.A e da anglo-australiana BHP Billiton (MINALEZ; LOSEKAN, 2016).

No Quadrilátero Ferrífero, situado no centro-sul do Estado de Minas Gerais, que se estende por 7000 km² entre as cidades de Belo Horizonte (NW), Itabira (NE), Ouro Preto (SE) e Congonhas (SW), encontram-se importantes jazidas de ferro (ROESER; ROESER, 2010). Em seus limites, encontram-se dezenas de barragens de rejeitos e resíduos com potencial de ocasionar eventos similares ao observado com o rompimento de Fundão, com potenciais danos ambientais de menor ou maior grau de importância (FIGURA 3).

A classificação do dano potencial associado das barragens se dá em função das perdas de vidas humanas que possam vir a ocorrer, assim como os eventuais impactos ambientais, econômicos e sociais na hipótese de uma ruptura dos reservatórios (BRASIL, 2010; MINAS GERAIS, 2019). Os aspectos jurídicos, legais e administrativos que permeiam a segurança das barragens de rejeito de minério e os riscos à qualidade ambiental atrelados a instalação dessas estruturas em parcela do Quadrilátero Ferrífero foram discutidos por Cota et al. (2019).

Na borda sudeste do Quadrilátero, nos limites entre os municípios de Ouro Preto e Mariana, encontram-se as áreas de lavra de onde foram explorados os minérios de ferro itabiríticos das Formações Ferríferas Bandadas (FFB) que constituem os rejeitos depositados ao longo dos vales fluviais afetados pelo rompimento, setor esse considerado para se evidenciar a amplitude das intervenções na paisagem e se discutir as alterações fisiográficas desencadeadas pela mineração.

Figura 3 - Barragens de rejeito e resíduos no Quadrilátero Ferrífero e imediações e os seus potenciais de dano ambiental, em 2019



Fonte: Organização da autora.

No complexo minerário de Germano-Alegria (FIGURA 4), onde foi erguida a barragem de Fundão, os rejeitos gerados são provenientes da exploração de ferro de minérios itabiríticos (AMPLO, 2017), que ocorrem em jazidas economicamente exploráveis de alto teor situadas na Serra do Caraça, onde ocorre o Grupo Itabira e suas Formações Ferríferas Bandadas (FFB) (ROSIÈRE; GHEMALE JR., 2000).

A produção de minério de ferro no complexo de Germano-Alegria foi iniciada em 1975, tendo sido o tratamento/beneficiamento do minério iniciado pela Samarco em 1977. Em 2015, a SAMARCO MINERAÇÃO S.A. figurava como a 3ª maior empresa produtora de Ferro do país, com 3,98% de participação, o que se refere ao percentual de participação da empresa no valor total da comercialização da produção mineral dessa substância (DNPM, 2016). A Figura 4 demonstra as principais estruturas existentes no complexo minério no pós-rompimento.

A barragem de Fundão foi concebida para atender o propósito de continuidade da exploração das jazidas minerais existentes no Complexo de Germano-Alegria a partir da construção de estrutura para disposição dos rejeitos gerados no processo de concentração de minério. A sua construção se deveu ao aparente esgotamento da capacidade de reservar rejeitos da principal barragem do complexo, a de Germano, que em 2005 encontrava-se próxima de seu limite. Acresce-se a isso o processo de expansão vivenciado pela Samarco que objetivava a elevação da capacidade de produção, o que desencadearia conseqüentemente o incremento no quantitativo de rejeitos gerados (BRANDT, 2005).

Desde o início de sua operação, a barragem de Fundão tornou-se a principal estrutura para a disposição dos rejeitos produzidos no processo produtivo do complexo. A capacidade final do reservatório de Fundão, dada a realização do alteamento final previsto para a cota de 920 m, seria de 79 milhões de m³ de lama (rejeitos argilosos) e 32 milhões de m³ de rejeitos arenosos (BRANDT, 2005). No processo de licenciamento ambiental, foi previsto para o ano de 2015 uma produção de cerca de 12,3 Mt ao ano de rejeitos arenosos e 6,1 Mt de lama que seriam dispostos regularmente no reservatório (AMPLO, 2017).

A observação do histórico da extração mineral na localidade e a concepção e operação da barragem de Fundão permitem que se apreenda, em parte, o contexto que levou a deposição dos materiais na estrutura de contenção que, posteriormente, viria a colapsar e liberar abruptamente nos vales fluviais os rejeitos armazenados.

Figura 4 - Localização das principais estruturas existentes no Complexo Minerário de Germano-Alegria no pós-rompimento



Fonte: Extraído de AMPLO (2017, p.17).

3 A PAISAGEM NO PERÍODO TECNÓGENO: o papel das coberturas tecnogênicas produzidas pelas atividades minerárias

As paisagens da atualidade devem ser pensadas a partir de uma visão histórica que abarque considerações acerca das alterações ocorridas em diferentes etapas, o que permite o esclarecimento da complexidade das atividades humanas às quais foram submetidas ao longo do tempo (RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2007).

As sociedades contemporâneas modificam incessantemente a superfície terrestre (BARROS; VALADÃO, 2018), sendo que a intensidade com que essas alterações ocorrem difere de acordo com o nível de desenvolvimento tecnológico atingido pelas sociedades (NIR, 1983). Para Ter-Stepanian (1988), os seres humanos permaneceram como um mero componente do meio natural por determinado período, em que a influência que exerciam podia ser comparada a das demais criaturas vivas que habitavam o planeta, o que, todavia, carece de consenso no meio científico. Ainda acrescenta que no Paleolítico, mesmo diante do domínio do fogo, da fabricação de ferramentas e da caça, os seres humanos ainda não diferiam dos demais animais no que se refere a sua configuração como um agente geológico-geomorfológico.

De 9 a 10 mil anos atrás, no Neolítico, com o advento da agricultura e da pecuária, essa situação se alterou fundamentalmente. O homem dá início à “conquista da natureza”, continuamente tentando dominá-la, ao passo que promove transformações que estejam de acordo com os seus interesses. Agora passa a distinguir-se dos demais organismos por sua capacidade de planejar os resultados das atividades empreendidas, como, por exemplo, aquelas destinadas ao provimento de alimentos (TER-STEPANIAN, 1988).

Os efeitos da interferência humana no globo aumentaram significativamente nos três últimos séculos (CRUTZEN, 2002), sendo que a intensidade e a magnitude de sua influência nas paisagens atingem níveis de preponderância com as alterações substanciais nas estruturas geológicas-geomorfológicas advindas com a Revolução Industrial ocorrida nos séculos XVIII e XIX (MACHADO, 2013).

O Tecnógeno ou Antropoceno é tido como a época em que a atividade humana, mediada pelo emprego de técnicas na transformação do ambiente, pode suplantare consideravelmente a intensidade dos processos equivalentes de origem natural (PELLOGIA, 1997, p.20). O Antropoceno se daria a partir do final do século XVIII, período no qual o ar retido no gelo polar demonstrou acréscimo nas concentrações globais de metano e dióxido de carbono (CRUTZEN, 2002). Essa influência passou a figurar nos referenciais de pesquisas desenvolvidas entre o final

do século XIX e princípio do século XX. Os termos Tecnógeno e Quinário se fizeram presentes na literatura científica a partir da década de 1980, e tiveram como expoentes as pesquisas desenvolvidas por Chemekov (1983) e Ter-Stepanian (1988) (MACHADO, 2013).

Para Ter-Stepanian (1988), o Tecnógeno pode ser considerado uma nova época do tempo geológico, sendo limitado pelo Holoceno, que por sua vez, teve princípio há aproximadamente 10 mil anos, no fim da última glaciação pleistocênica, em um contexto onde os processos geológicos superficiais ainda não haviam sido alterados de maneira substancial. O fim do Holoceno se dará no momento em que as condições ambientais alteradas, tidas como tecnogênicas, forem predominantes. A passagem do Holoceno ao Tecnógeno, em termos estratigráficos, não ocorre de maneira homogênea no espaço, o que decorre da distinção temporal em que ocorreu o desenvolvimento e a posterior difusão das técnicas pelo planeta (PELOGGIA, 1997). Oliveira et al. (2005) ilustra a proposta de Ter-Stepanian (FIGURA 5) para a transição entre o Holoceno (Período Quaternário) e o Tecnógeno (Período Quinário).

Figura 5 - Proposta de transição entre o Holoceno no Período Quaternário e o Tecnógeno no período Quinário

PERÍODO	ÉPOCA	PAISAGENS
QUINÁRIO	Tecnógeno	Tecnogênicas
QUATERNÁRIO	Holoceno 10.000 a	Naturais
	Pleistoceno 1,81 Ma	

Fonte: Extraído de OLIVEIRA et al. (2005).

As alterações empreendidas incessantemente pelas sociedades contemporâneas na superfície terrestre, com a conseqüente criação de feições tecnogênicas, apresentam determinadas especificidades e devem ser pensadas à luz de suas intencionalidades e excepcionalidades.

3.1 A AÇÃO GEOMORFOLÓGICA DA MINERAÇÃO: intencionalidades e excepcionalidades

As alterações nos fluxos de matéria e energia nos sistemas ambientais afetados pelas atividades minerárias são indicativas do processo de antropogenização da paisagem. Por meio

deste processo é modificada a estrutura, o funcionamento, a dinâmica e as tendências evolutivas que até então vigoravam na paisagem original (RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2007).

O relevo tecnogênico resulta da alteração da fisiografia das paisagens pela morfotecnogênese (PELOGGIA; OLIVEIRA, 2005). As feições tecnogênicas presentes na superfície evidenciam a substituição de processos eminentemente naturais por processos geológicos-geomorfológicos atrelados a ação humana (PELOGGIA, 1997), onde vigoram as formas intencionais e previstas. Existem modelados que têm a sua gênese atrelada diretamente a processos morfogenéticos antrópicos. Outras superfícies morfológicas são geradas em decorrência de sua atuação sem que haja influência direta e intencional no modelado (PELOGGIA et al., 2014).

As intervenções empreendidas pelas sociedades nos canais fluviais têm, ao longo do tempo, ocasionado modificações em suas naturezas e taxas de ajuste, alterando a distribuição espacial e temporal das formas e processos fluviais (BRIERLEY; FRYIRS, 2005). Essas modificações nos atributos biofísicos dos sistemas fluviais decorrentes de atividades antrópicas podem se dar direta ou indiretamente. As diretas consistem em intervenções no relevo e alterações na fisiografia da paisagem, onde se promovem transformações diretamente nos canais e planícies, essencialmente, objetivando a exploração de recursos, em espacial os minerais, a execução de obras de engenharia, a remoção da vegetação ripária, entre outros (BRIERLEY; FRYIRS, 2005).

As modificações indiretas, por sua vez, consistem em impactos decorrentes dos ajustes desencadeados como respostas secundárias as intervenções praticadas pela sociedade que tenham influência direta na vazão e/ou carga sedimentar dos canais. Estão atreladas às mudanças da cobertura da terra que, quando efetivas, desencadeiam modificações nas interações entre as águas e/ou os fluxos de sedimentos. Os impactos indiretos na escala de bacia hidrográfica estão atrelados às alterações diretas promovidas na escala dos cursos d'água (BRIERLEY; FRYIRS, 2005), algo que salta aos olhos ao se ponderar a espacialidade do desastre, onde as intervenções diretas praticadas em área do alto curso da bacia tiveram reverberações em grande escala na bacia do Rio Doce, tendo atingido, inclusive, o oceano. Os rompimentos de estruturas de contenção de rejeitos historicamente ocasionam danos ambientais significativos e são responsáveis por alterações severas na morfodinâmica fluvial.

No Tecnógeno, as atividades minerárias desencadeiam alterações paisagísticas significativas, devendo-se atentar para a magnitude e a frequência em que elas ocorrem. Na atualidade, as técnicas empregadas para alterar as superfícies apresentam uma maior sofisticação, sendo necessário considerar a intencionalidade e a excepcionalidade da ação

geomorfológica da mineração, uma das atividades mais emblemáticas no que se refere a alteração da superfície terrestre pelas sociedades contemporâneas e a criação de paisagens tecnogênicas.

A intencionalidade associada ao modelo de grande mineração traz consequências geológico-geomorfológicas das mais diversas as Áreas Diretamente Afetadas e de Influência Direta e Indireta dos empreendimentos minerários. Nas paisagens tecnogênicas onde se dá a exploração das jazidas minerais, se produzem modificações a níveis que engendram a sua artificialização, sendo onde se efetivam alterações em componentes naturais tais como a estrutura geológica, o mesorelevo e o mesoclima (RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2007).

A criação de cavas e barragens são ações intencionais e previstas quando do planejamento do empreendimento extrativo. Sua efetivação se dá mediante a execução de projetos que delimitam a extensão das alterações geomorfológicas a serem efetuadas. Os rompimentos de barragens de retenção de resíduos, acontecimentos episódicos que tem como uma das principais consequências a formação de coberturas tecnogênicas, são uma excepcionalidade.

O grau de alteração mediante o emprego da técnica pelas sociedades contemporâneas atingiu tamanha preponderância que é possível elencar os efeitos análogos produzidos na paisagem por processos exógenos tecnogênicos quando comparados a processos de origem natural. Ter-Stepanian (1988) faz referência a processos exógenos naturais e tecnogênicos que apresentam efeitos análogos, sendo aqueles que no Tecnógeno são diretamente relacionados às atividades minerárias representados no Quadro 1.

Quadro 1 - Efeitos análogos na paisagem de processos exógenos naturais e tecnogênicos atrelados as atividades minerárias

PROCESSOS EXÓGENOS	
Naturais	Tecnogênicos
Formação do relevo	Modificação do relevo pelas atividades minerárias
Intemperismo físico	Desmonte de rochas na mineração
Sedimentação	Formação de depósitos tecnogênicos
Formação de crateras meteoríticas	Formação de pedreiras profundas em minerações a céu

Fonte: Extraído e adaptado de Ter-Stepanian (1988).

No período Tecnógeno, a transformação do ambiente geológico pela sociedade (geotecnogênese) tem como uma de suas facetas fundamentais a criação de depósitos sedimentares correlativos. Os eventos anômalos de sedimentação podem desencadear a

formação de depósitos tecnogênicos induzidos sobre as coberturas superficiais pré-existentes, mesmo não havendo a interferência direta na configuração do modelado (PELOGGIA, 2005). Para a avaliação de tais depósitos, faz-se essencial considerar a magnitude do evento responsável por sua geração e as suas reverberações na paisagem.

Os depósitos tecnogênicos podem ser tidos como uma classe de formação superficial que tiveram a sua gênese atrelada a atividade geológica do homem (PELOGGIA, 2003). São caracterizados por feições claramente distinguíveis, sendo amplamente diversos e diferenciados segundo a sua origem e composição (TER-STEPANIAN, 1988). Tentativas para a sua classificação foram empreendidas por diferentes autores (CHEMEKOV, 1983; FANNING; FANNING, 1989). Peloggia (1988), ao versar sobre a proposta de Chamekov menciona onze tipos de depósitos, os quais são:

depósitos de pilhas aterradas (dumped), de aterramento de depressões (filled), mistos ou agrotécnicos, aluviação artificial (washed up), dragagem (rewashed), obras de terra (construction), camadas cultivadas (cultural layers), deposição em reservatórios (precipitação), assoreamento de canais (linear aggradation), depósitos naturais com componentes tecnogênicos (technogenically changed) e sedimentação natural em reservatórios (technogenically caused) (PELOGGIA, 1998, p. 74 apud MACHADO, 2013, p.17).

Baseado na classificação proposta por Fanning e Fanning (1989) e considerando sobremaneira a composição dos materiais, Peloggia (1998) apresenta quatro tipos de depósitos tecnogênicos, os quais são:

Materiais “Úrbicos” (inglês, urbic) compostos de detritos urbanos (tijolo, pedras, vidros, plásticos, etc.) e materiais terrosos; Materiais “Gárbicos” (inglês, garbage) compostos de materiais detriticos com lixo orgânico predominantemente em condições anaeróbicas; Materiais Espólicos (inglês, spoil) materiais terrosos escavados e redepositados em aterros com pouca quantidade de detritos; Materiais Dragados, resultantes de dragagens de cursos d’água (PELOGGIA, 1998, p. 74 apud MACHADO, 2013, p.17)

No Brasil, estiveram em evidência os trabalhos de Oliveira (1990), que, conforme Peloggia (1998) apud Machado (2013, p.18), promoveu uma simplificação na classificação dos depósitos de acordo com a sua gênese. Estes seriam depósitos tecnogênicos: “[...] construídos (aterros, corpos de rejeitos, etc.); induzidos (assoreamento, aluviões modernos, etc.); modificados (depósitos naturais alterados por efluentes, adubos, etc.)”.

Peloggia et al. (2014), ao propor nova classificação para os terrenos tecnogênicos, denominada geodiversidade tecnogênica, sugerem que é possível enquadrá-los em quatro classes básicas, as quais são: os terrenos tecnogênicos de agradação; de degradação;

modificados; e mistos. Os de agradação são terrenos naturais ou superfícies escavadas preteritamente que estão superpostos a depósitos tecnogênicos. Os de degradação consistem em terrenos naturais ou tecnogênicos que tiveram a sua topografia alterada pela remoção ou deslocamento dos materiais que os compõem. Os terrenos modificados consistem nas coberturas tecnogênicas formadas *in situ*. Os terrenos tecnogênicos mistos são aqueles formados quando da superposição de duas ou mais camadas (sequências tecnogênicas).

No âmbito da classificação proposta, cabe destacar os terrenos tecnogênicos de agradação, os quais tem suas especificidades demonstradas na Figura 6 (PELOGGIA, 2015).

Figura 6 - Proposta de classificação dos terrenos tecnogênicos agradacionais

CLASSE	CATEGORIA GEOLÓGICA	TIPO	CAMADA OU FEIÇÃO TECNOGÊNICA
Terreno tecnogênico de Agradação	Formações superficiais antropogênicas e formas de relevo associadas.	Terreno produzido	Depósitos tecnogênicos construídos (aterrados) sobre terreno natural
		Terreno preenchido	Depósitos tecnogênicos construídos de preenchimento recobrindo terreno escavado ou erodido.
		Terreno acumulado	Depósitos tecnogênicos ocupacionais
		Terreno tecnogênico sedimentar alluvial	Depósitos tecnogênico-sedimentares induzidos de tipo aluvial, ou tecnogênico-aluviais.
		Terreno tecnogênico sedimentar coluvial	Depósitos tecnogênicos-sedimentares induzidos de tipo coluvial, ou tecnogênico-coluviais.
		Terreno remobilizado	Depósitos tecnogênicos remobilizados formados por erosão e redeposição de depósitos preexistentes.

Fonte: Extraído de Peloggia (2015).

O contexto de rigidez locacional das atividades minerárias (PELOGGIA; ORTEGA, 2016), ante a necessidade de sua localização junto às reservas minerais que apresentem potencial econômico de exploração, e a opção preferencial pelo armazenamento dos resíduos do beneficiamento do minério em barragens, faz com que exista o potencial para a gênese de coberturas tecnogênicas mistas nas bacias hidrográficas que drenam as áreas minerárias. Isso se deve a chance real de se sucederem novos rompimentos e, conseqüentemente, a formação de camadas sobrepostas.

3.2 A INTENCIONALIDADE DA ATIVIDADE MINERÁRIA E A EXCEPCIONALIDADE DO ROMPIMENTO: o caso da barragem de Fundão

O desastre geoambiental, lê-se tecnológico, ocasionado pelo rompimento de Fundão, pode ser inserido em uma sequência geohistórica de longa duração que remonta às atividades minerárias desenvolvidas no transcurso do ciclo aurífero do Brasil colonial (PELOGGIA; ORTEGA, 2016).

Peloggia e Ortega (2016) consideram esse um evento resistático antropogênico, em que houve a descontinuação do 'equilíbrio' existente, que consistia na disposição do material proveniente do processo de beneficiamento de minério de ferro em parcela delimitada do sistema fluvial. Tal estado foi viabilizado mediante o emprego de técnicas modernas de engenharia que possibilitaram a criação de reservatórios de armazenamento que permitiram concentrar espacialmente os resíduos de consistência mais fluida.

As modificações diretas nos modelados vistas nos complexos minerários notabilizam a intencionalidade da ação geomorfológica da mineração. A Figura 7 evidencia a paisagem tecnogênica formada em decorrência da instalação e operação do complexo minerário de Germano-Alegria, da SAMARCO MINERAÇÃO S.A. e da Mina de Fábrica Nova, da VALE S.A. É possível verificar descontinuidades na vegetação que são decorrentes da implantação de vias de acesso, da instalação das áreas de exploração pelo método de lavra a céu aberto, que dão origem as feições denominadas cavas, da deposição de estéril e de barragens para a acumulação de água e a disposição de rejeitos oriundos do processo de beneficiamento, assim como as demais infraestruturas necessárias para operação do empreendimento.

Em uma escala de maior detalhe, notam-se alterações substanciais nas feições (FIGURA 8), nas quais é possível fazer uma distinção entre as formas tecnogênicas erosivas e as deposicionais. Em um intervalo de cerca de doze anos, houve alterações na altimetria das superfícies em decorrência, sobremaneira, das escavações para a obtenção do minério, o que resultou na criação de formas erosivas. Formas antes convexas se tornaram côncavas, o que fica evidenciado na evolução das cavas, que são caracterizadas como áreas deprimidas circunvizinhadas por encostas e taludes com rupturas de declive.

A bacia do córrego do Fundão, onde foi instalada a barragem que viria a se romper, apresenta uma área de 6,09 km², sendo que a parcela selecionada para a instalação da barragem apresenta um total de 5,66 km² (BRANDT, 2005), o que corresponde a 92,94% da área da bacia a ter seus atributos diretamente afetados pela atividade minerária.

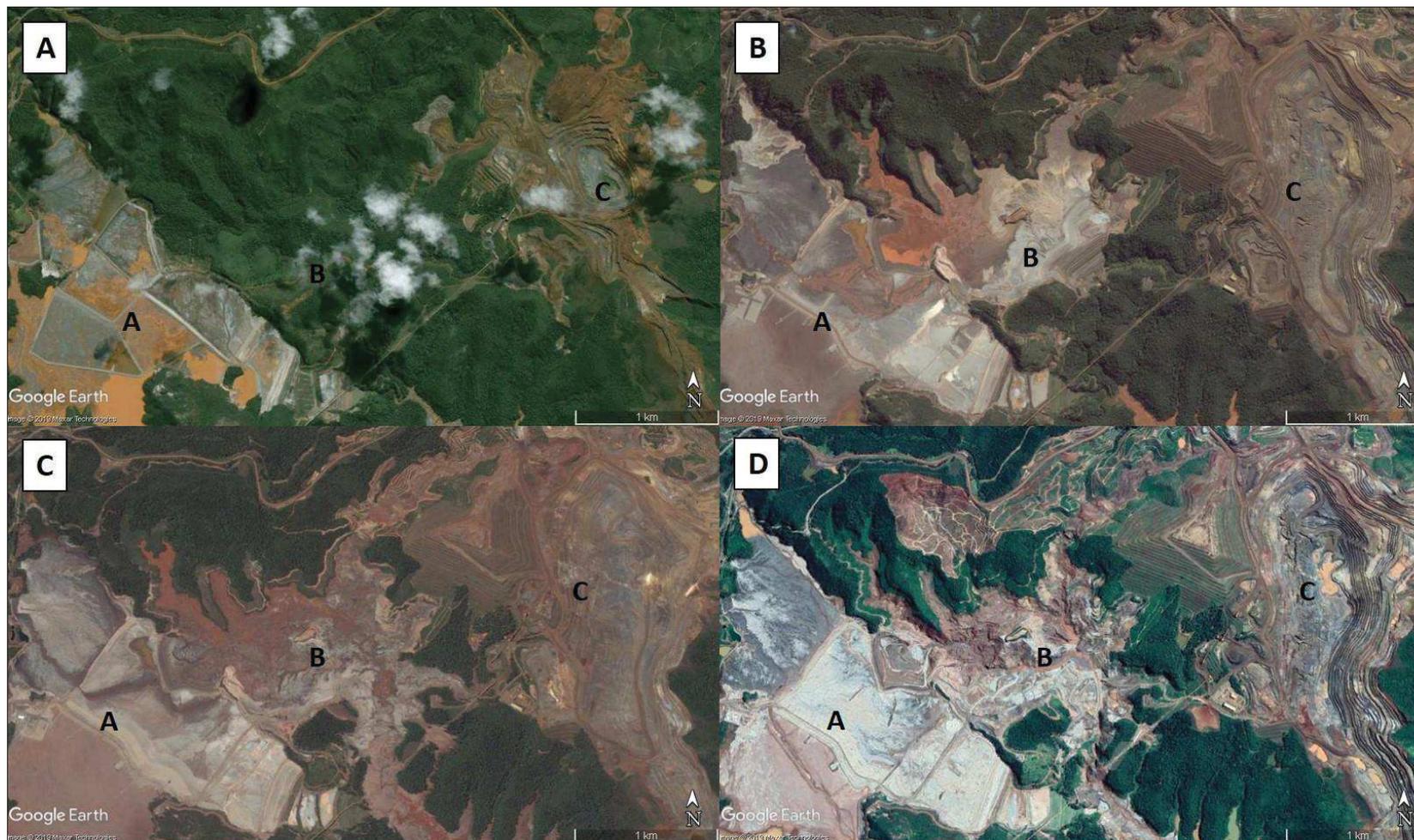
A deposição abrupta nos vales fluviais e a conseqüente formação de depósitos tecnogênicos em decorrência do rompimento ocasionaram alterações na distribuição das formas (ÁVILA et al., 2017; MENDES, 2018) e processos fluviais, sendo de suma importância a constatação da condição atual do sistema fluvial para se avaliar os possíveis desdobramentos desse evento de alta magnitude. Desdobra-se disso o seu enquadramento como terreno tecnogênico sedimentar aluvial, que por vezes, pode ser extrapolado como tecnogênico sedimentar coluvial, diante da magnitude do evento, em que a corrida de lama desencadeada se assemelhar mais a processos gravitacionais de vertentes do que propriamente fluviais.

Figura 7 - Feições tecnogênicas que tiveram sua gênese atrelada a instalação e operação do complexo minerário de Germano-Alegria e da Mina de Fábrica Nova, no limite entre os municípios de Ouro Preto e Mariana (MG)



Nota: Imagem de 03/05/2016. (A) Barragem de rejeitos de Fundão; (B) Barragem de rejeitos de Germano; (C) Barragem de Santarém; (D) Mina de Fábrica Nova; (E) Mina de Alegria Norte/Cava Alegria Norte; (F) Mina de Alegria Oeste; (G) Mina de Alegria Sul/Cava Alegria Sul.
Fonte: Google Earth Pro.

Figura 8 - Alterações substanciais na fisiografia da paisagem em decorrência da operação do complexo minerário de Germano-Alegria e da Mina de Fábrica Nova, no município de Mariana (MG)



Nota: [A] Área antes da instalação da barragem de Fundão em 07/04/2005* [B] Instalação da barragem de Fundão e expansão da área de lavra. Imagem de 20/07/2015, 108 dias antes do rompimento; [C] Rompimento do barramento com o deslocamento dos rejeitos para a rede hidrográfica a jusante em imagem de 09/11/2015, 4 dias após o rompimento; [D] Esvaziamento do reservatório com a permanência de uma superfície irregular e expansão da área de lavra em imagem de 31/03/2017. (a) Barragem de rejeitos de Germano; (b) Barragem de rejeitos de Fundão; (c) Mina de Fábrica Nova.

Fonte: Google Earth Pro.

As formas deposicionais, por seu turno, tem sua gênese atrelada a deposição do material estéril quando da reconstituição topográfica do relevo e da disposição dos rejeitos. Da mesma forma, tem-se as barragens/diques, elementos essenciais para se entender a gênese do desastre tecnológico que veio a assolar a bacia do rio Doce, os quais contém quantitativo de carga sedimentar com potencial de gerar depósitos tecnogênicos expressivos.

A excepcionalidade se evidencia, sobremaneira, onde o elevado quantitativo de carga sedimentar liberada de maneira repentina nos corredores hídricos fez com que os fluxos fluviais não tivessem energia o suficiente para mobilizar os materiais depositados devido a superação da capacidade de transporte dos rios, como ocorreu na localidade de Bento Rodrigues. Como resultado, teve-se a deposição de espessos pacotes de rejeitos sobre o leito menor e maior dos canais fluviais, o que veio a provocar o seu assoreamento principalmente nos trechos situados nos primeiros 100 km afetados (FELIPPE et al., 2016b).

As especificidades do evento atreladas ao fato de “[...] a capacidade de transporte nesse trecho da bacia já era relativamente baixa antes do desastre devido aos fluxos com pouca energia em grande parte do ano, configurando um empecilho à remobilização do material” (FELIPPE et al., 2016b, p.139) favoreceram formação de extensos depósitos técnicos. A expressiva deposição ocasionada pelo substancial aporte sedimentar liberado no ambiente pelo rompimento instaurou uma instabilidade sem precedentes nos corredores hídricos. Novas dinâmicas foram estabelecidas no sistema ambiental diante da ultrapassagem do limiar de resiliência. Entende-se a resiliência como

[...] capacidade do sistema de passar de uma área de estado estável a outro, conservando, sob a ação de certas perturbações, as relações estruturais, respondendo às tensões e às crises, absorvendo as mudanças e flutuando em certos limites para retorno ao estado original (RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2007, p. 190).

A capacidade dos sistemas de conservar a sua estrutura e estabilidade é diretamente dependente do suporte as oscilações decorrentes de impactos externos e internos, de sua autorregulação e da velocidade de seu desenvolvimento. Ao alcançar o ponto crítico (inflexão), os mecanismos reguladores do sistema deixam de ser efetivos podendo tornar-se até inexistentes, o que pode levar a transformações qualitativas no sistema, mediante alterações na composição e nas relações entre os componentes do sistema (RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2007).

Os ambientes assolados pelo evento podem ser considerados paisagens catastróficas (ou esgotadas), as quais a recuperação por via natural é praticamente inviável (RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2007). As transformações qualitativas no geossistema incorreram na

alteração do estado dinâmico-funcional no fundo dos vales fluviais na bacia do rio Doce, com destaque para o segmento que se estende nos primeiros 100 km, entre a barragem de Fundão e a UHE de Risoleta Neves (Candongia), o qual teve maior aporte sedimentar nos trechos afetados. Dessa forma, se deu a evolução da paisagem, a curto prazo, forjada pela tecnogênese.

Os danos ambientais decorrentes do rompimento tinham potencial para extrapolar em centenas de quilômetros no sistema fluvial o alcance previsto dos impactos na delimitação das áreas de influência da barragem no processo de licenciamento ambiental. Nesse quadro, os impactos oriundos das atividades humanas nos sistemas fluviais só podem ser avaliados em sua totalidade caso haja um entendimento prévio dos controles atuantes em longo-termo na evolução dos rios (BRIERLEY; FRYIRS, 2005).

Quando a perturbação permanece em curso,² deve-se considerar que os progressivos ajustes são respostas aos eventos cumulativos de origem antropogênica e, em especial, no caso da bacia do rio Doce, ao evento de deposição abrupta desencadeado pelo rompimento e os escapes de material subseqüentes, o que garante que o sistema permaneça em constante ajuste apresentando variabilidade nos fluxos hídricos e de sedimentos em diferentes escalas espaço-temporais (BRIERLEY; FRYIRS, 2005).

Entender a trajetória, a taxa de mudança, e a capacidade em curso e futura de ajustes são a chave para se considerar o manejo. Questões a serem consideradas incluem: a trajetória presente e a taxa de mudança terão continuidade, e por quanto tempo? Quando as reservas de sedimentos se esgotarão? Qual o estado o sistema está se dirigindo? Quais impactos estão envolvidos e ocorrendo tardiamente e fora do local? A mudança é irreversível? (BRIERLEY; FRYIRS, 2005, p. 231, tradução da autora).

Os depósitos promoveram a descaracterização das feições fluviais, essencialmente nos primeiros 100 km do corredor hídrico afetado, no trecho compreendido entre o dique da barragem de Fundão e a barragem da UHE Risoleta Neves (ÁVILA et al., 2017; MENDES, 2018), nível de base regional, que foi responsável pela retenção de cerca de 10 milhões de m³ de material (ALEMG, 2015/2016).

Mendes (2018) elaborou mapeamento dos depósitos formados com a deposição dos rejeitos provenientes de barragem de Fundão, fazendo paralelo com a conformação das feições fluviais em momento anterior ao rompimento, com o intuito de verificar as alterações geomorfológicas nos fundos dos vales afetados na bacia hidrográfica do rio do Carmo, canal

² Algo de suma importância a se ponderar quando se sabe dos contínuos pulsos de remobilização dos sedimentos que ainda permanecem nos fundos dos vales fluviais ocorridos a cada período úmido com o advento das precipitações.

que ao confluir com o rio Piranga, do qual é afluente, forma o rio Doce (IGAM, 2010). Arelado a esse levantamento, Ávila et al. (2017) interpretaram a espacialidade das feições fluviais no trecho dos vales que tiveram alterações morfológicas diretas decorrentes da deposição dos rejeitos.

Em termos gerais, é indicado que a deposição foi condicionada pela configuração mista do leito, que é rochoso-aluvial, tendo sido predominante nos segmentos aluviais. Além disso, aponta-se que o trecho compreendido entre a barragem que rompeu e a confluência do córrego Santarém com o rio Gualaxo do Norte teve a sua morfologia fluvial recoberta pelos rejeitos, tendo sido as feições fluviais completamente descaracterizadas, como pode ser observado na localidade de Bento Rodrigues, no município de Mariana (FIGURA 9), hoje submersa por rejeitos retidos em dique construído com o objetivo de reter materiais remobilizados em momentos posteriores na bacia hidrográfica.

Figura 9 - Depósitos tecnogênicos formados na localidade de Bento Rodrigues, em Mariana (MG) em 2015



Fonte: Grupo PoEMAS (Política, Economia, Mineração, Ambiente e Sociedade).

Foi observado que as confluências apresentaram uma maior importância no que se refere ao condicionamento da sedimentação a montante, uma vez que os canais possuem rupturas de declive pouco expressivas, o que fez com que os ambientes de confluência fossem os mais afetados pela deposição dos rejeitos.

A Figura 10 ilustra depósito tecnogênico induzido formado em decorrência do rompimento, onde é possível existir transição entre a camada de sedimentos de maior granulometria depositados em momentos de sedimentação anteriores ao evento e os rejeitos.

Figura 10 - Terreno tecnogênico agradacional. Depósito tecnogênico induzido formado a partir da deposição de material detrítico sobre sedimentos de maior granulometria pré-existentes nas imediações da margem direita do rio Gualaxo do Norte, em Paracatu de Baixo, Mariana (MG)



Fonte: Própria autora, 2018.

A Figura 11 evidencia amostra de depósito situado em terreno tecnogênico sedimentar aluvial formado em decorrência da ruptura do reservatório na margem direita do rio Piranga, na confluência com o rio do Carmo, onde houve refluxo e a consequente deposição a montante do canal. Produzido pela deposição dos rejeitos em trecho do corredor hídrico onde as coberturas superficiais formadas se assemelharam a depósitos eminentemente de origem fluvial.

Essa conformação é resultante do afastamento da área do rompimento e o consequente diminuição da granulometria do material transportado em vista de sua retenção em trechos a montante na bacia hidrográfica, o aumento da capacidade e a diminuição da competência do canal que passa a conseguir transportar sedimentos de menor granulometria, assim como o controle hidrodinâmico exercido pelo ambiente de confluência, com a diminuição dos fluxos hídricos, o que torna propícia a deposição de sedimentos de menor granulometria. É possível

notar a transição abrupta entre os sedimentos aluviais depositados pré-rompimento em terraço, que eventualmente foram decapeados da camada superficial e a misturados aos rejeito oriundos do evento de sedimentação anômalo.

Figura 11 - Transição entre depósito tecnogênico (rejeitos) e sedimentos aluviais pré-rompimento decapeados e misturados aos rejeitos em amostra em terraço na margem direita do rio Piranga, na confluência com o rio do Carmo



Fonte: Própria autora, 2018.

Nesse cenário, o empreendimento de discussões futuras mais aprofundadas acerca do rompimento da barragem de Fundão que estejam vinculadas a geomorfologia do tecnógeno deve considerar, sobremaneira, que as ações humanas sobre a superfície terrestre têm consequências geológico-geomorfológicas em três níveis de abordagem, entre as quais estão as: i) modificações do relevo e as alterações fisiográficas; ii) alterações na fisiologia das paisagens; iii) criações de depósitos superficiais correlativos (PELOGGIA, 1997). O primeiro nível abarca as formas do relevo criadas. O segundo, por sua vez, considera a geração, a intensificação ou a modificação do comportamento dos processos exógenos. O terceiro nível considera os depósitos criados (tecnogênicos), que em muitos aspectos podem se comparar aos quaternários, que se constituem como marcos estratigráficos.

4 DAS PREMISSAS AS AÇÕES DE MANEJO DOS DEPÓSITOS TECNOLÓGICOS

Ante a necessidade de se promover a avaliação por instituições independentes dos fundamentos que embasaram os gestores do desastre no processo de tomadas de decisão relativo ao manejo dos extensos depósitos tecnológicos formados, deve-se dar atenção especial as justificativas apresentadas que sustentam a opção de manejo advogada, que opta pela manutenção dos rejeitos em seus ambientes de deposição, com destaque para a inércia química preconizada.

Oficialmente, as práticas adotadas para o manejo dos rejeitos depositados nos fundos dos vales afetados foram estabelecidas em atendimento ao que fora homologado no Termo de Transação de Ajustamento de Conduta (TTAC), firmado entre entes do poder público e as mineradoras responsáveis pelo rompimento (Samarco, Vale e BHP Billiton) (BRASIL, 2016).

No acordo vigente, é expresso que as ações de reparação e compensação pelos danos socioambientais decorrentes do evento serão organizadas pela RENOVA. É posto que foi dado aos entes geradores do desastre, representados pela figura da Fundação RENOVA, um quantitativo de poder desproporcional no processo decisório da gestão das consequências do rompimento (MILANEZ; PINTO, 2016).

Ainda se evidencia o afastamento da esfera pública no atendimento aos atingidos, o que relega a esses últimos a uma condição de isolamento. No processo de construção do acordo, houve a ausência de representantes das comunidades atingidas nas discussões empreendidas, se tendo optado pela adoção de uma visão representativista. A postura adotada pelos órgãos públicos partilhou da premissa de que o alcance da defesa dos interesses e direitos transindividuais perpassa apenas o caráter técnico. Esse posicionamento engendrou a elaboração de um acordo onde a limitação dos atores sociais salta aos olhos (MILANEZ; PINTO, 2016).

Milanez e Pinto (2016), ao avaliarem o TTAC, indicam a existência de falhas em sua elaboração e concepção, sendo indicado que a remediação e a compensação dos danos ocasionados pelo rompimento não serão efetivas, nem alcançarão efeitos reais. É defendida a preparação de um novo documento que abarque em seu processo de construção a participação efetiva dos atingidos e do Ministério Público, entes ao qual se relegou um papel de meros observadores, o que faz com que seja questionada a legitimidade de tal termo.

O termo prevê que os programas desenvolvidos serão divididos em reparatórios e compensatórios, sendo que os primeiros objetivam mitigar, remediar e/ou reparar os impactos e os segundos a compensar os impactos que forem considerados não mitigáveis ou não

reparáveis. Nos projetos elaborados, a Fundação RENOVA apresenta as definições das medidas de recuperação, mitigação, remediação e reparação e, da mesma forma, a compensação, quando da inviabilidade de se alcançar os resultados previstos anteriormente.

Foi previsto que a construção dos projetos deve perpassar determinadas etapas, com destaque para:

a) preliminarmente, avaliação inicial dos impactos, realizada a partir das informações conhecidas e de possível levantamento; b) estabelecimento de programas de monitoramento e definição da situação anterior; c) avaliação dos impactos, observados riscos identificados deles derivados; d) estabelecimento de critérios para mensuração e avaliação de efetividade na implementação dos projetos; e) definição de projetos, ações e medidas de recuperação socioambiental e socioeconômico estabelecida a partir da identificação dos recursos ambientais impactados pelo evento (BRASIL, 2016, p.17).

O TTAC prevê que os programas de cunho socioambiental ainda deverão ser enquadrados em eixos temáticos pré-determinados, a saber a: I. Gestão dos rejeitos e recuperação da qualidade da água; II. Restauração florestal e produção de água; III. Conservação da biodiversidade; IV. Segurança hídrica e qualidade da água; V. Educação, comunicação e informação; VI. Preservação e segurança ambiental; VII. Gestão e uso sustentável da terra; VIII. Gerenciamento do plano de ações.

As propostas de intervenções nos depósitos tecnogênicos formados são contempladas nos programas que integram os eixos temáticos I, II, VI e VIII. Em especial no eixo I (Gestão dos rejeitos e recuperação da qualidade da água), que lista dois programas a serem desenvolvidos, sendo esses o:

a) Programa de manejo dos rejeitos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, considerando conformação e estabilização *in situ*, escavação, dragagem, transporte, tratamento e disposição; b) Programa de implantação de sistemas de contenção dos rejeitos e de tratamento *in situ* dos rios impactados (BRASIL, 2016, p. 29).

Os critérios estabelecidos obrigam a Fundação RENOVA a promover a elaboração dos programas e dos projetos que os integram a partir de estudos de identificação e avaliação das áreas diretamente afetadas pela deposição dos rejeitos, nas áreas onde houve a deposição nas calhas, margens, planícies de inundação, terraços e vertentes dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, o que abrange os seus formadores e tributários, assim como as regiões costeiras, estuarinas e marinhas considerando a condição anterior do sistema e a estabelecida com o desastre (BRASIL, 2016).

Na proposta acordada e chancelada por intermédio do TTAC, cabe a instituição vinculada a geradora do desastre a contratação de organizações para a elaboração dos diagnósticos, das proposições de mitigação e compensação dos danos e das ações para a recuperação da bacia hidrográfica. Com as estruturas de monitoramento e controle a serem implementadas, tem-se a visível existência de conflitos de interesse. Isso ocorre em razão da estrutura definida para tal tarefa ser composta por integrantes do poder executivo, entes que são altamente passíveis de sofrerem influência das forças políticas atuantes, essas que possuem relações estreitas com as mineradoras. O monitoramento e o controle das ações previstas, ao ficarem a cargo somente do executivo, excluem dessas atividades as populações atingidas e o Ministério Público, o que minimiza o posterior controle social e público dos desdobramentos do acordo (MILANEZ; PINTO, 2016).

Acresce-se o fato das auditorias “independentes”, propostas para a avaliação das ações serem eleitas pela Fundação, o que já enseja o questionamento da legitimidade dos laudos emitidos por esses especialistas, uma vez que eles são empregados pelas organizações as quais devem auditar (MILANEZ E PINTO, 2016). Há o histórico de pessoas físicas e jurídicas vinculadas ao licenciamento de atividades minerárias que apresentaram no decorrer dos procedimentos administrativos laudos que fossem totais ou parcialmente falsos ou enganosos e são alvo de processo criminal, sendo caso emblemático a ocorrido com a mineradora Vale S.A e a empresa Tüv Süd Bureau de Projetos e Consultoria Ltda em decorrência do rompimento da barragem B1 da Mina do Córrego do Feijão, em Brumadinho (MG), estas que foram implicadas por crimes tipificados no Código Penal, na Lei Anticorrupção, Lei de Improbidade Administrativa e na Lei de Crimes Ambientais (Lei 9.605/1998) (CONSULTOR JURÍDICO, 2019).

A contenção e o tratamento dos rejeitos *in situ* foram realizadas, em caráter emergencial, no trecho compreendido entre a Barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, que recebeu o maior aporte sedimentar (BRASIL, 2016). O manejo dos rejeitos, que abarcam a conformação e estabilização dos rejeitos *in situ*, a dragagem, o transporte, o tratamento e a disposição estão atrelados ao atendimento ao disposto na Cláusula 150 do TTAC (BRASIL, 2016).

O diagnóstico empreendido na área afetada teve como objetivos: entender a morfologia do sistema fluvial; identificar o regime de transporte de sedimentos e as áreas fonte; descrever como se deu a deposição dos rejeitos no sistema fluvial; realizar avaliação do transporte sedimentar em condições pré e pós-rompimento; estimar as cheias que ocorrem nos canais principais para servir de suporte os projetos de engenharia fluvial; identificar áreas prioritárias para as ações de remediação no pós-rompimento (GOLDER ASSOCIATES, 2016). A

interpretação dos dados produzidos no decorrer do diagnóstico proposto possibilita um maior entendimento dos materiais, das formas e dos processos atuantes no sistema fluvial e suas interações ao longo do tempo.

A reabilitação prevista para as áreas afetadas tem como princípios a minimização das contribuições adicionais de rejeitos, o potencial de erosão dos depósitos tecnogênicos, a erosividade da chuva e o quantitativo de sedimentos em suspensão nas águas superficiais. A minimização do potencial erosivo pode ser atingida por duas vias, o tratamento *in situ*, o que incluiria ações de revegetação, aterramento, entre outras, e a remoção e o transporte para uma área onde exista uma instalação de armazenamento que seja adequada para recebê-los e realizar o seu tratamento (GOLDER ASSOCIATES, 2016).

Golder Associates (2016, p.156) indica que os rejeitos por serem quimicamente indistinguíveis dos horizontes pedológicos naturais e apresentarem distribuição granulométrica similar aos sedimentos aluviais não haveria uma justificativa para a sua retirada de onde se depositaram (*sic*). Isso acrescido da necessidade de as instalações utilizadas para o armazenamento dos rejeitos carecerem de ser identificadas e preparadas para que seja possível receber quantidades significativas de rejeitos, o que faz com que se conclua que o tratamento *in situ* seja o mais razoável.

Nota-se que é retomada a ideia da remoção e do transporte dos materiais tecnogênicos oriundos do rompimento para locais legalmente e ambientalmente adequados para a disposição, o que, novamente, não traz à tona o fato dos canais, planícies, terraços e demais as feições atingidas são serem, *a priori*, áreas propícias ao armazenamento de resíduos sólidos. Assim, questiona-se a assertiva que defende que não haveria justificativa para a retirada dos rejeitos, uma vez que não foi promovida uma avaliação mais pormenorizada, sendo indicado que o tratamento *in situ* seria aquele mais indicado, pois existe a necessidade de um levantamento, preparação e monitoramento das áreas de disposição, o que, todavia, não foi previsto quando da deposição e manutenção dos rejeitos em seus ambientes de deposição. A inadequação dos ambientes de deposição para o armazenamento de resíduos sólidos se deve, em parte, a submissão constante e/ou periódica dos rejeitos a condições de redução, as quais podem desestabilizar os compostos e facilitar a lixiviação dos elementos químicos para as águas superficiais e subterrâneas.

Diante da opção pela manutenção, são mencionadas atividades para reduzir a contínua erosão dos rejeitos, as quais são: “manter os rejeitos no leito maior evitando sua remobilização e retorno para o canal; remover os rejeitos do contato direto com fluxo de água superficial; e proteger os rejeitos do contato direto com fluxo de água superficial” (GOLDER ASSOCIATES,

2016, p.121). Nota-se uma preocupação em evitar o contato dos rejeitos com a água, o que se entende ser inevitável com a estabilização do material *in situ* sendo a prática de manejo adotada. Acerca da abordagem da necessidade de contenção dos rejeitos e o impedimento, a todo custo, de seu contato com as águas superficiais pondera-se sobre a parcela dos rejeitos que foram depositados nas calhas dos canais e permanecem sendo remobilizados continuamente pelos processos fluviais.

As tomadas de decisões relativas ao gerenciamento dos rejeitos partem da avaliação dos potenciais desdobramentos da permanência desse material nos ambientes em que se depositaram. A remoção dos rejeitos é justificada quando questões associadas a presença dos rejeitos no ambiente não forem tidas como admissíveis pelas partes envolvidas, a não existência de soluções técnicas que evitem a necessidade de manejo dos rejeitos, assim como a falta de adequação à legislação vigente.

A ausência da necessidade de manejo, por sua vez, é posta quando as questões não são avaliadas como inaceitáveis pelos envolvidos e quando os impactos ambientais que decorram da retirada dos rejeitos superem os de sua manutenção. A disparidade de forças entre as partes envolvidas (mineradoras e atingidos) deixa subentendido que a admissibilidade da presença de rejeitos no ambiente será determinada segundo a vontade das mineradoras, empresas transnacionais com grande poder de influência nos processos decisórios.

O Quadro 2 apresenta um compilado das questões que foram levantadas no decorrer da construção do plano de manejo a partir da avaliação dos riscos e impactos potenciais da manutenção e da retirada dos rejeitos nas áreas de deposição.

Dentre os itens elencados na questão química está a reatividade e a composição química do rejeito, cujo esse trabalho se debruça. As normatizações vigentes condicionam o gerenciamento da disposição desses resíduos sólidos no ambiente a uma prévia avaliação de suas características químicas e a sua classificação. A ABNT NBR 10.004/2004 classifica os resíduos em Perigosos (Classe I) e Não Perigosos (Classe II), sendo o segundo subdividido em Classe II A – Não inertes e Classe II B – Inertes.

Quadro 2 - Avaliação dos potenciais riscos e impactos decorrentes da permanência e da retirada dos rejeitos

Questões	Itens	Exemplo de condições (permanência)	Exemplo de condições (retirada)
Socioeconômicas	Alterações paisagísticas	Presença do rejeito resulta em alteração do bem-estar das pessoas que utilizam as áreas afetadas a níveis não aceitáveis por essas pessoas	Durante a obra haverá a necessidade de supressão de vegetação e movimentação de solo nas jazidas para o solo de empréstimo, nas áreas alvo com rejeitos e nas áreas de disposição
	Restrições de acesso	Presença do rejeito restringe o acesso de pessoas e criações a áreas de interesse	
	Restrições de uso e ocupação do solo	Presença do rejeito inviabiliza o uso e ocupação do solo que era verificado anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão	Presença do rejeito nas áreas de destinação restringe permanentemente o uso e ocupação do solo no local
	Restrições de uso de estruturas existentes	Presença de rejeito em estruturas existentes inviabiliza o seu uso (e.g., a geração de energia)	
	Tráfego intenso de caminhões		Trânsito intenso de caminhões causa distúrbios em comunidades locais e aumenta o risco de acidentes e risco de atropelamento de adultos, crianças e animais.
	Desenvolvimento Sustentável		O uso de máquinas pesadas resulta na emissão de gases que contribuem para o efeito estufa.
Físicas	Alterações de regimes hidrológicos ou condições hidráulicas	Aumento do risco de inundação em áreas povoadas	
		Impactos significativos em ecossistemas sensíveis devido à alteração do regime de cheias	
	Alterações de regimes hidrodinâmicos e hidrossedimentológicos	Elevação da turbidez devido a processos de erosão ou ressuspensão de partículas de rejeitos resultando em níveis acima dos padrões de qualidade da água	
Alterações de qualidade do ar	Elevação da concentração de partículas em suspensão e inaláveis em áreas habitadas devido aos processos de arraste eólico de partículas de rejeitos que resultam em níveis acima dos padrões de qualidade do ar	Elevação da concentração de partículas em suspensão e inaláveis em áreas habitadas devido aos processos de arraste eólico de partículas de rejeitos durante a obra	

	Remoção de rejeitos das margens e da calha do rio		Elevação da turbidez devido aos processos de ressuspensão de partículas de rejeitos durante a obra
Químicas	Reatividade do rejeito	Material detrítico com características de resíduo perigoso (por exemplo, uma mistura de rejeito com sedimentos contaminados)	
		Lixiviação de metais a partir dos rejeitos com potencial de causar alterações significativas na qualidade de água superficial ou subterrânea (e.g. qualidade da água exceder padrões de qualidade ou faixa de valores verificada anteriormente ao rompimento da Barragem de Fundão)	
	Composição química do rejeito	Risco à saúde humana ou ecológico associado à presença de rejeito no ambiente não aceitável, conforme critérios definidos em legislação	
	Impactos químicos		Possíveis impactos devido ao uso de floculantes e outros produtos químicos durante a obra
Biológicas	Impactos à biodiversidade	A presença de rejeitos no ambiente pode resultar em impactos à biodiversidade em longo prazo	A remoção de rejeitos das margens e calhas do rio pode resultar em um aumento da turbidez
	Interferência em processos de recuperação ambiental	A presença de rejeitos no ambiente pode inviabilizar a recuperação ambiental de algumas áreas	A remoção de rejeitos de áreas já em fase de regeneração natural, resulta na destruição do habitat
	Destruição de habitat		A supressão de vegetação resulta na destruição de habitats nas seguintes áreas: a) jazidas de solo de empréstimo, b) vias de acesso, c) áreas-alvo de remoção de rejeito e d) áreas de disposição.

Fonte: Extraído e adaptado de CH2M (2017).

Os rejeitos dispostos na barragem de Fundão foram, a princípio, classificados como Resíduos Classe II B Não Perigosos e inertes³ no EIA (BRANDT, 2005) quando do licenciamento ambiental da barragem. Aos mesmos materiais, a partir dos resultados de testes de lixiviação e solubilização nos rejeitos, se indicou como sendo agora classificados como Classe II A – Não Inertes no estudo da avaliação dos impactos no meio físico resultantes do rompimento da barragem de Fundão (GOLDER ASSOCIATES, 2016).

A alteração na classificação dos resíduos suscita questionamentos quanto a confiabilidade dos dados apresentados no decorrer do processo de licenciamento, algo a se considerar quando da reiterada defesa pela inércia químicas desse materiais e a opção preferencial por sua manutenção em seus ambientes de deposição.

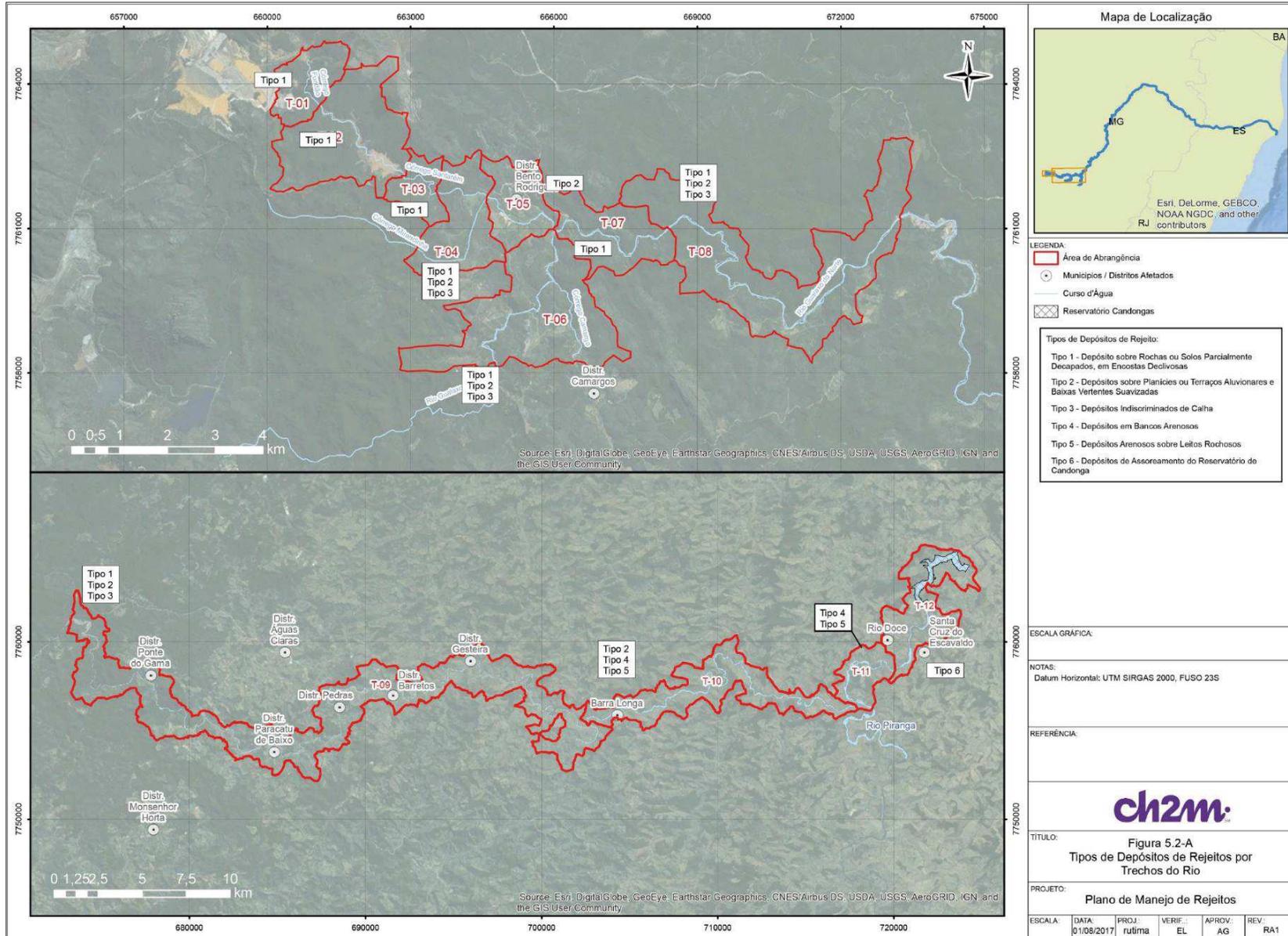
4.1 A APLICAÇÃO DO PLANO DE MANEJO: a adoção de trechos específicos e sua influência na gestão do desastre

Para fins de planejamento e execução programas e planos propostos, a área da bacia hidrográfica atingida pelo rompimento foi parcelada em cinco divisões territoriais, que por sua vez foram subdivididas em dezessete trechos, estando quinze deles abrangidos pelo recorte espacial, para os quais são indicados os tipos de depósitos formados pelo rompimento (FIGURA 12). Os trechos consistem na “divisão na escala macro, utilizando o conceito de otobacias e abrangendo além da área impactada, aquela afetada ainda que indiretamente pelo evento” (JACOBS; CH2M, 2018a, p.512). A aplicação do plano de manejo de rejeitos ocorre individualmente em cada um dos trechos definidos, sendo as divisões territoriais (Áreas) e os respectivos trechos delimitados como:

Área 1: Trecho de grande impacto do evento - Trecho 1 a 5, Área 2: Grande volume depositado em calhas e planícies e terraços aluvionares; dos rios Gualaxo, do Carmo e trecho inicial do Rio Doce – Trecho 6 a 11; Área 3: Reservatório de Candonga, UHE Risoleta Neves – Trecho 12; Área 4: Impactos concentrados na calha do Rio Doce – Trecho 13 a 16; Área 5: Zona marinha costeira - Trecho 17 (CH2M, 2017, p.75).

3 A época de produção do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) da Barragem de rejeito de Fundão pela BRANDT Meio Ambiente, o rejeito gerado no complexo de Germano-Alegria e que seria disposto no reservatório da Barragem de Rejeitos de Fundão foi classificado como Resíduo Classe III - Não perigosos e inertes segundo as indicações da NBR 10.004/87, que foi atualizada em 2004, a qual vigora até a atualidade com a classe II B – Não Perigosos e Não Inertes.

Figura 12 - Trechos dos rios e tipos de depósitos no recorte espacial estudado



Fonte: CH2M (2017, p.48)

O recorte espacial adotado abrange as Áreas 1 e 2. A Área 2, a qual teve um grande volume de rejeitos depositados nas calhas, planícies e terraços, compreende os trechos de 6 à 11, dos quais se considera, em especial, a aplicação dos planos de manejo nos trechos T-09 (JACOBS; CH2M, 2018a), T-10 e T-11 (JACOBS; CH2M, 2018b) (FIGURA 13), onde situam-se as seções transversais elegidas para a alocação seções transversais e seus pares de pontos amostrais e a coleta das amostras de rejeitos. É importante considerar, da mesma forma, os trechos T-01 à T-08, situados a montante da área onde situam-se as seções e que tem potencial de influir diretamente no comportamento do sistema fluvial a jusante ante as ações de manejo empreendidas.

Figura 13 - Descrição dos trechos específicos nos quais se dá a aplicação dos planos de manejo individualmente

Tabela 1 – Descrição dos trechos específicos para a aplicação do PMR		
TRECHOS	DESCRIÇÃO DO TRECHO	EXTENSÃO APROXIMADA
Trecho 1	Barragem de Fundão até o Remanso do Reservatório de Santarém	1.100 m
Trecho 2	Reservatório de Santarém	2.500 m
Trecho 3	Barragem de Santarém	1.200 m a jusante medidos ao longo dos cursos do córrego Santarém
Trecho 4	Reservatório do Dique S-3	1.200 metros ao longo do córrego Santarém e 2.700 m ao longo do córrego Mirandinha
Trecho 5	Dique S-3 até o Dique S-4	1.900 m ao longo do córrego Santarém
Trecho 6	Rio Gualaxo do Norte, a montante da foz do córrego Santarém	5.700 m no rio Gualaxo do Norte + 2.000 m no córrego “dos Camargos”
Trecho 7	Rio Gualaxo do Norte, a jusante da foz do córrego Santarém	3.200 m
Trecho 8	PCH Bicas. Rio Gualaxo do Norte	9 km
Trecho 9	Médio e Baixo Gualaxo do Norte	58 km
Trecho 10	Rio do Carmo até confluência com o rio Piranga (formação do rio Doce)	25 km
Trecho 11	Rio Doce, até o Remanso do Reservatório de Candonga	5,8 km
Trecho 12	Reservatório de Candonga, UHE Risoleta Neves	11 km
Trecho 13	Rio Doce, da barragem de Candonga até a barragem Baguari	220 km
Trecho 14	Rio Doce, da barragem de Baguari até a barragem de Mascarenhas	180 km
Trecho 15	Rio Doce, da barragem Mascarenhas até a cidade de Linhares	100 km
Trecho 16	Rio Doce, da cidade de Linhares até a sua foz	42 km
Trecho 17	Zona marinha costeira	-

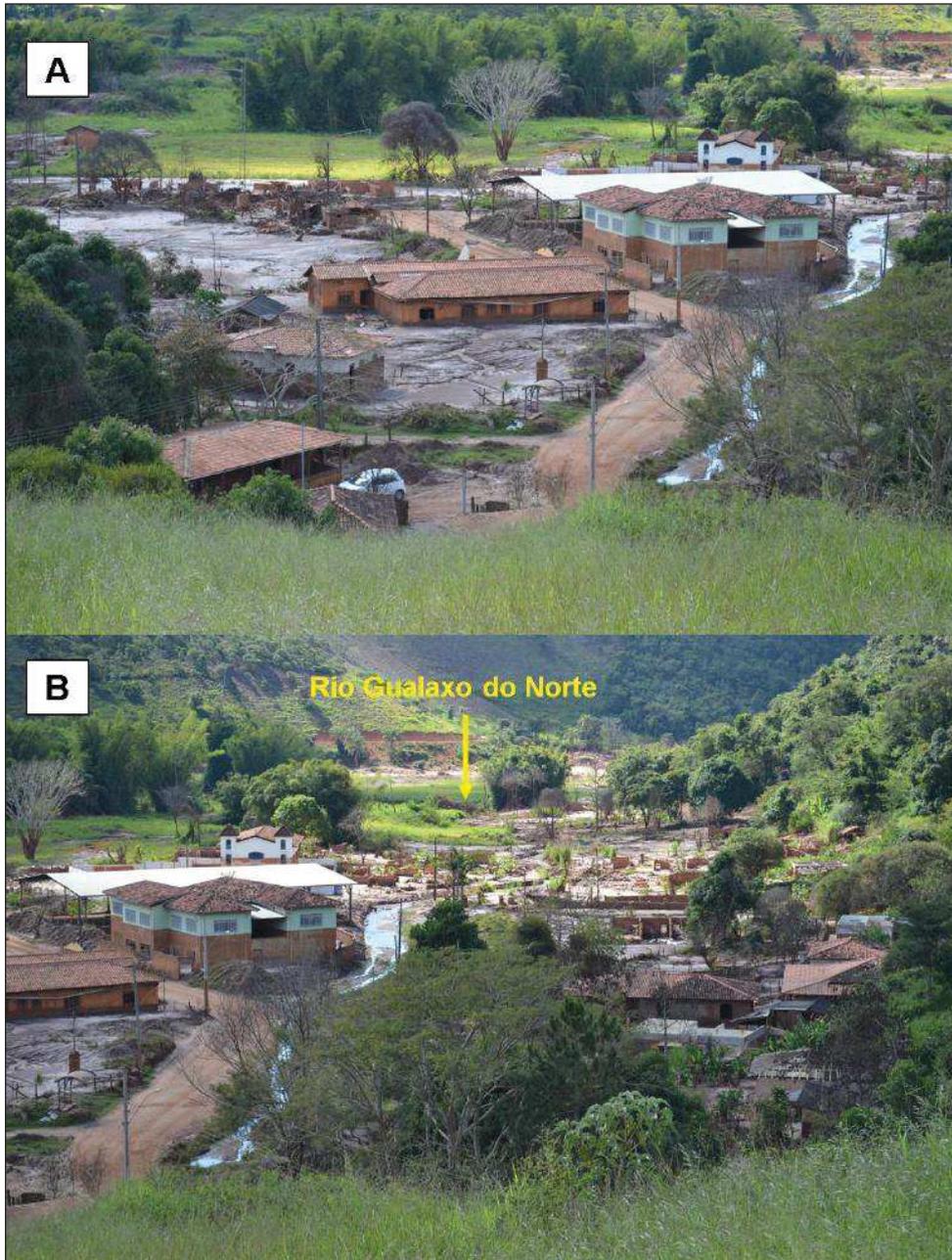
Fonte: JACOBS; CH2M (2018e, p.24).

Os planos de manejo específicos confeccionados se debruçam na realização de uma caracterização ambiental mais pormenorizada da área afetada e dos depósitos de rejeito, do processo de tomada de decisão e da seleção das alternativas de manejo para os rejeitos.

No trecho T-09 (Médio e Baixo Gualaxo do Norte), se estabeleceram em terraços fluviais as localidades rurais de Paracatu de Baixo, no município de Mariana e Gesteira, em Barra Longa. O projeto executivo para o referido trecho versa sobre uma área de 7.263 ha, dos quais 852 foram diretamente afetados pela deposição. É indicado por CH2M (2017) que no trecho T-09 houve a formação de depósitos sobre rochas e solos que foram em parte decapados quando do movimento inicial dos rejeitos que erodiu a camada superficial das coberturas e removeu parcela da cobertura vegetal em encostas de maior declividade, sobre planícies e terraços aluviais e nas baixas vertentes situadas em encostas mais suavizadas, assim como depósitos indiscriminados nas calhas dos canais.

A Figura 14 ilustra a deposição ocorrida em Paracatu de Baixo, em Mariana. A sua localização em ambiente de confluência condicionou a extensão da deposição pelo controle hidrodinâmico exercido, o que também esteve associado, nesse caso, ao controle geomórfico exercido pela cachoeira de Paracatu, ruptura de declive situada poucos quilômetros a jusante da localidade, que favoreceu o acúmulo de sedimentos a montante de sua localização.

Figura 14 - Formação de depósitos tecnogênicos nas planícies e terraços do rio Gualaxo do Norte e sobre afluente da margem direita em Paracatu de Baixo.



Fonte: Grupo PoEMAS (Política, Economia, Mineração, Ambiente e Sociedade).

Na parcela que compreende o trecho T-10 (Rio do Carmo até a confluência com rio Piranga, que origina o rio Doce), se estabeleceu a sede do município de Barra Longa, única área urbana afetada diretamente pelo rompimento, na qual foram criados extensos depósitos (FIGURA 15). Sobre o trecho T-10, houve depósitos similares aos do trecho anterior sobre planícies e terraços, além daqueles sobre bancos arenosos e depósitos de granulometria arenosa

sobre os leitos rochosos, uma vez que o leito, conforme indicado por Ávila et al. (2017) apresenta característica mista (rochoso-aluvial).

Figura 15 - Depósitos formados na sede do município de Barra Longa (MG) nos momentos que sucederam a passagem da onda de cheia



Foto: Movimento Atingidos por Barragem (MAB).

O trecho T-11 se estende do princípio do rio Doce até o remanso da UHE Risoleta Neves. Nele ocorrem depósitos em bancos arenosos e depósitos arenosos sobre o leito rochoso do canal, sendo observados recorrentes refluxos nos tributários do corredor hídrico que se encontrava no caminho da lama. Tais refluxos se deram em decorrência da magnitude do evento, onde as vazões observadas e a carga sedimentar transportada ao longo da rede hidrográfica da bacia do rio Doce desencadearam a inversão dos fluxos nos afluentes, o que foi responsável pela formação de depósitos no sentido jusante-montante nos tributários. Nesse trecho, um dos refluxos mais significativos verificado se deu no rio Piranga, de hierarquia superior ao rio do Carmo.

A extensão dos depósitos resultantes dos refluxos foi condicionada pela distância da área do rompimento, que influenciava diretamente o quantitativo de material disponível para

ser depositado, assim como aos controles hidrodinâmicos e geomórficos atuantes nas confluências e adjacências.

Para a seleção das opções e ações para o manejo dos rejeitos nos trechos específicos, eles foram subdivididos em contextos, que consistem em uma “divisão territorial na escala micro, através do conjunto de características identificadas para um determinado agrupamento de áreas, envolvendo os aspectos físicos, químicos, biológicos e socioeconômicos” (JACOBS; CH2M, 2018c, p.512).

A definição dos contextos levou em consideração alguns critérios geográficos, os quais foram: as unidades morfológicas; as unidades ecológicas; as unidades de uso do solo; e os limites das propriedades. Tal setorização foi efetivada quando da consideração dos seguintes processos: “potencial de remobilização do sedimento no leito do rio; período de recorrência de inundação das planícies aluvionares e potencial erosivo por escoamento superficial de encostas e planícies; e potencial erosivo nas margens” (JACOBS; CH2M, 2018d, p.378). O quadro 3 demonstra os contextos levantados atrelados os tipos de depósitos existentes extracalha e intracalha.

Quadro 3 - Contextos existentes nos trechos T-09, T-10 e T-11

DEPOSIÇÃO DE REJEITOS	TIPO DE DEPÓSITO	CONTEXTO
Depósito Extracalha	I. Depósitos sobre Rochas ou Solos Parcialmente Decapados, em Encostas Declivosas	A1. Depósitos sobre solos naturais com vegetação florestal nativa em encosta (Trechos 9 e 10)
		A2. Depósitos sobre solos com atividade econômica em encosta (Trechos 9 e 10)
	II. Depósitos sobre Planícies ou Terraços Aluvionares e Baixas Vertentes Suavizadas	B1. Depósitos sobre planícies com atividade econômica
		B2. Depósitos sobre planícies com vegetação natural nativa
	IX. Depósitos em Lagoas Marginais	B3a. Depósitos em lagoas marginais remanescentes e conectadas com o rio (Trechos 9 e 10)
		B3b. Depósitos em lagoas marginais remanescentes e isoladas (Trecho 9)
		B4. Depósitos em lagoas soterradas após o evento (Trecho 9 e 11)
Depósito Intracalha	III. Depósitos Indiscriminados de Calha	C1. Depósitos nas margens do leito fluvial.
		C2. Depósitos no leito fluvial em fase de estabilidade.

Fonte: Extraído e adaptado de JACOBS; CH2M (2018c e 2018d).

O processo de tomada de decisão para o manejo dos rejeitos é aplicado a cada contexto de maneira individual (JACOBS; CH2M, 2018a e 2018b). As alternativas de manejo selecionadas foram: a) o monitoramento (todos os contextos); b) o enriquecimento da cobertura

vegetal com espécies nativas nas planícies aluviais e encostas de vegetação natural (contextos A1 e A2); c) o condicionamento do solo e a restituição nas planícies e encostas com atividades econômicas das atividades agropecuárias (contextos A2 e B1); d) a execução de estudos complementares (aplicável as lagoas marginais); e) a execução de medidas para o controle da erosão nas margens dos canais (contexto C1); f) o capeamento natural e monitoramento (contexto C2); g) o sistema de tratamento natural (SNT) para a melhoria e a manutenção da qualidade das águas; h) o projeto de renaturalização (rio Gualaxo do Norte).

Ante a segmentação da área afetada definida pela gestora do desastre, não se deve perder de vista a necessidade de uma abordagem que considere a multiescalaridade e a complexidade da atuação dos processos que podem promover a remobização dos elementos químicos dos depósitos, os quais podem por muitas vezes extrapolar limites pré-estabelecidos.

4.2 AS ALTERNATIVAS DE MANEJO À LUZ DO ESTADO DA ARTE

A seleção das alternativas de manejo perpassa o entendimento das dinâmicas vigentes nos ambientes de deposição, o que requer que seja realizado um vasto levantamento de dados e a construção de interpretações que ponham em evidência quais os prós e contras das possíveis alternativas.

Em um primeiro momento, a necessidade de dados imediatos que oferecessem subsídios as ações emergenciais ante a extensão ainda desconhecida dos danos produzidos pelo evento ensejou a realização de levantamentos, por instituições governamentais, que objetivaram o monitoramento ambiental dos corredores hídricos afetados. Entre esses estiveram o monitoramento especial do rio Doce, que abarcou o acompanhamento do deslocamento da onda de cheia (CPRM, 2015a) e a geoquímica das águas e sedimentos (CPRM, 2015b; CPRM, 2016a; CPRM, 2016b).

Nessa circunstância, as pesquisas preliminares desenvolvidas apresentaram um caráter diagnóstico, em que se visava levantar dados acerca da dinâmica instaurada no pós-rompimento nesses ambientes. Entre os estudos produzidos estiveram aqueles atrelados à Fundação, que foram elaborados por corpo técnico de consultores vinculados às mineradoras e a Renova em atendimento ao acordado no Termo de Transação de Ajustamento de Conduta (TTAC).

Dentre eles esteve a avaliação inicial dos impactos, materializado no relatório técnico de avaliação dos impactos ambientais no meio físico resultantes do rompimento da barragem de Fundão (GOLDER ASSOCIATES, 2016), o qual fez uso de informações prévias e de

levantamentos *in loco* para a obtenção de dados primários e a avaliação da situação atual do sistema ambiental.

A posteriori foram elaborados planos de manejo gerais (CH2M, 2017) e específicos para os trechos que verticalizam as avaliações em recortes espaciais pré-determinados aos quais a área afetada foi subdividida (JACOBS; CH2M, 2018a e 2018b) e que apresentaram um detalhamento inicial das alternativas de manejo que poderiam vir a ser adotadas, as quais seriam aprofundadas nos projetos executivos das ações.

Em resposta aos relatórios elaborados por solicitação das mineradoras e Fundação associada foram emitidas, por especialistas integrantes do quadro de pessoal dos órgãos ambientais federais e estaduais, notas técnicas que avaliaram o conteúdo e as proposições apresentadas, dentre as quais estiveram as possíveis alternativas de manejo dos rejeitos (IBAMA; SEMAD; IEMA, 2017).

Facury et al. (2019), ao realizarem compilação da produção científica relativa ao rompimento da barragem, sinalizaram que um expressivo número de instituições esteve envolvida em pesquisas a respeito do evento. Isso demonstra como esse acontecimento em particular e os danos de alta magnitude desencadeados mobilizaram a comunidade científica na direção de promover o entendimento de suas causas e, sobremaneira, de suas múltiplas consequências.

Em sua catalogação, ficou evidenciada a participação de autores de diferentes áreas do conhecimento nessa produção, notabilizando aqueles vinculados às Ciências Jurídicas, às Ciências Biológicas, à Comunicação Social, às Engenharias Ambiental e Civil, à Geografia, às Ciências Sociais, dentre outros. Foi notado que a maior parcela dos trabalhos produzidos não adotou um recorte espacial definido, sendo, todavia, conforme esperado, observada uma concentração de trabalhos no que foi denominado Alto Rio Doce, trecho situado a montante da confluência entre o rio Doce e o rio Piracicaba, o que compreende os rios do Carmo e Gualaxo do Norte e seus tributários de menor hierarquia, onde os danos ambientais foram mais intensos dada a sua proximidade com a barragem de Fundão (FACURY et al., 2019).

As discussões levantadas por uma gama de pesquisadores de diferentes áreas do conhecimento possibilitam uma melhor apreensão, em suas múltiplas facetas, dos eventuais desdobramentos do desastre ao longo do tempo. Isso possibilita que sejam tecidas considerações acerca das inúmeras dimensões a serem observadas quando da eleição das alternativas de manejo dos depósitos tendo em mente os seus prós e contras.

Nesse cenário, discussões empreendidas por uma gama de profissionais objetivaram compreender os eventuais desdobramentos do rompimento para os ambientes afetados no que

se refere a geoquímica das águas e dos sedimentos. Dentre os estudos produzidos desde o desastre que tem suas discussões atreladas a proposta desse trabalho estão aqueles desenvolvidos por instituições de ensino e pesquisa. Destacam-se aqueles que tem direcionado suas avaliações a qualidade das águas, por hora tecendo comparativos de momentos pré e pós-rompimento (FERNANDES, 2017; COSTA; VASCONCELLOS; BRAVIN, 2018; DIAS et al., 2018; GUIMARÃES, 2018), a avaliação da qualidade das águas (GUIMARÃES et al., 2017) e de elementos maiores e traços (DINIZ, 2018; (CARVALHO et al., 2018) em sedimentos (MAIA, 2017; SANTARÉM, 2019), a mobilização dos elementos químicos presentes nos rejeitos depositados dada as suas interações com as águas meteóricas (ÁVILA; FELIPPE; DIAS, 2019), assim como a investigação da geoquímica dos sedimentos no pós-rompimento (ROMERO et al., 2016; CANATTO; NALÍNI JÚNIOR, 2017; ROMERO, 2017; ALMEIDA et al., 2018; ARAÚJO, 2018; BRITO, 2018; SANTOS, 2019; VALERIANO et al., 2019) e as fontes de poluição e contaminação (QUEIROZ et al., 2018; REIS, 2019), como a radiológica (CARMO et al, 2020).

Outros direcionaram seus questionamentos às alterações na morfologia fluvial dos fundos de vale afetados pelo rompimento (ÁVILA et al., 2017), às alterações geomorfológicas ocorridas em resposta a deposição dos rejeitos e suas consequências para os produtores rurais atingidos (MENDES, 2018) e ao mapeamento da suscetibilidade a erosão na bacia hidrográfica do rio Gualaxo do Norte, em Mariana (MG), em momento pós-rompimento (SANTOS et al., 2017).

Nos estudos produzidos quando se trata do manejo dos depósitos tecnogênicos um dos principais elementos a ser considerado é a composição físico-química desses materiais. Conhecimento tido como condição *sine qua non* para a eleição das opções de manejo, que possibilita interpretações acerca de suas interações com os ambientes em que se depositaram e seus possíveis desdobramentos.

As primeiras menções à composição físico-química dos rejeitos que estariam dispostos na barragem de Fundão remontam o Estudo de Impacto Ambiental (EIA), elaborado no decorrer do processo de licenciamento ambiental da barragem, datado de 2005. Os rejeitos (arenosos e argilosos) advindos das rochas itabiríticas do Grupo Itabira, compostos majoritariamente por hematita e quartzo, tiveram sua composição mineralógica indicada como sendo (TABELA 1):

Tabela 1 - Composição mineralógica dos rejeitos (percentual)⁴

Amostra	Fe	SiO ₂	Al ₂ O ₃	P	PPC	MnO ₂
Rejeito arenoso	12,15	82,19	0,12	0,001	0,31	0,009
Rejeito argiloso	51,89	13,52	5,00	0,118	6,89	0,130

Fonte: Extraído de BRANDT (2005, p. 7).

É salientado que a polpa do rejeito arenoso, em decorrência dos reagentes utilizados no processo de concentração de minério, possui um percentual de amina, que é adotado como reagente coletor da sílica, e consiste em uma substância classificada como corrosiva (BRANDT, 2005). A propriedade que se destaca das éster-aminas adotadas na flotação de minério de ferro, quando em soluções aquosas, é a promoção da hidrólise ou da dissociação da molécula, uma vez que em ambientes de maior acidez as espécies moleculares são favorecidas, ao passo que em se dá a sua estabilização pela alcalinidade (PERES et al., 2000 apud CAVALLIERI, 2011). Essa configuração faz com que a amina figure como uma importante substância para se compreender a mobilização química em rejeitos de minério de ferro.

Dentre as pesquisas empreendidas estão aquelas que promoveram análises químicas da composição e concentrações de elementos químicos em sedimentos em parcela do recorte estudado, das quais destacam-se as desenvolvidas no pré-rompimento por Costa (2001) e Rodrigues (2012), que possibilitam uma avaliação parcial das condições prévias dos ambientes afetados.

Costa (2001) buscou compreender o comportamento físico-químico das águas e dos sedimentos ante as recorrentes intervenções empreendidas pelas atividades minerárias na bacia hidrográfica do rio Gualaxo do Norte. Rodrigues (2012) objetivou analisar os sedimentos antigos e recentes da bacia do rio Gualaxo do Norte, para assim propor valores de background geoquímico locais. Para isso se deu a averiguação de sedimentos que tenham tido o menor grau de interferência antrópica, o que possibilita a indicação de valores aproximados dos que ocorrem “naturalmente” no ambiente.

No pós-rompimento, Santos (2019) objetivou avaliar a disponibilidade de elementos químicos no ambiente afetado na bacia do rio do Carmo. Ao tecer um comparativo entre as concentrações médias encontradas por Costa (2001) e Rodrigues (2012) (FIGURA 16), aborda que as concentrações de diversos elementos químicos encontrados nos sedimentos podem estar atreladas a anomalias existentes a montante, assim como a contribuições exercidas por

4 (Fe) Ferro; (SiO₂) Dióxido de silício, popularmente conhecido como sílica; (Al₂O₃) Óxido de alumínio, conhecido como alumina que é o principal minério de alumínio; (P) Fósforo; (PPC) Perda por calcinação; (MnO₂) Dióxido de manganês.

atividades antrópicas, em especial, a mineração em determinados setores da bacia de contribuição.

Figura 16 - Comparação entre as médias das concentrações dos elementos químicos presentes nos sedimentos obtidas por Costa 2001, por Santos (2019) e o *background* geoquímico de Rodrigues 2012.

Elementos	Costa 2001	Rodrigues 2012	Santos 2019		
			P01	P02	P03
Al (mg/kg)	15615	-	14289	10127	5546
As (mg/kg)	64	64	11,3	7,4	4,0
Ba (mg/kg)	297	141	148,5	65,6	86,3
Ca (mg/kg)	504	-	362	462	899
Co (mg/kg)	14	-	20	101	11
Cr (mg/kg)	201	-	32,6	28,5	9,1
Cu (mg/kg)	25	-	8,4	7,7	4,8
Fe (mg/kg)	342300	82000	216780	197928	50206
K (mg/kg)	528	-	2613	1203	2058
Mg (mg/kg)	714	-	573	276	520
Mn (mg/kg)	4372	1636	1733	961	520
Na (mg/kg)	42	-	61,7	179	51,3
Ni (mg/kg)	90	39	11,7	10,4	4,8
Pb (mg/kg)	11	44	7,9	8,1	3,6
Rb (mg/kg)	5	-	11,0	6,7	6,2
Sb (mg/kg)	9	-	21,6	16,6	5,6
Sr (mg/kg)	17	-	8,3	6,9	15,2
V (mg/kg)	66	-	23,8	18,1	6,9
Y (mg/kg)	7	-	4,8	5,8	1,5
Zn (mg/kg)	28	65	17,7	14,9	4,7
Zr (mg/kg)	13	-	22,1	17,0	9,7

Fonte: Extraído e adaptado de Santos (2019, p. 50).

As maiores concentrações de elementos químicos no pré e pós-rompimento foram as de Fe, Al e Mn (SANTOS, 2019), dando destaque também para as concentrações dos metais Cr e Ba. Feitas as devidas ressalvas, haja vista as diferenças existentes entre aos procedimentos empregados para a análise dos materiais, tem-se que elementos como Mn e Ba apresentaram valores ligeiramente superiores ao *background* proposto por Rodrigues (2012) em ponto amostral situado no rio Gualaxo do Norte, em Paracatu de Baixo. O material coletado permaneceu em constante ambiente redutor, o que criou condições propícias a ocorrência de maiores taxas de lixiviação. Mesmo assim os valores apresentados ainda se encontram bem

próximos daqueles que foram propostos para a bacia. O ponto amostral de Santos (2019) situado mais a jusante apresentou, sobremaneira, os menores valores, o que é indicado como possivelmente se devendo ao maior tempo de transporte dos materiais, bem como a influência exercida pelos tributários não afetados na mistura das águas e da carga sedimentar.

Concentrações mais elevadas nos sedimentos de elementos como o Co, que é facilmente solubilizado quando disponibilizado no ambiente pela atuação dos processos intempéricos, por sua vez, foram mais elevados em ponto amostral situado em ambiente sem contato direto com as águas meteóricas (SANTOS, 2019), o qual se manteve em condições permanentes de oxidação.

A concentração dos elementos químicos nos sedimentos que foram avaliados por Santos (2019) em diferentes pontos amostrais ao longo da área afetada, os quais foram submetidos a condições ambientais distintas (oxidação x redução), ilustra a complexidade da avaliação e corrobora com a assertiva de que se deve considerar as especificidades locais quando das discussões acerca do potencial de mobilização dos elementos químicos e a adequação das alternativas de manejo dos depósitos tecnogênicos.

5 INTEMPERISMO E LIXIVIAÇÃO: interações entre as águas e as coberturas superficiais

A compreensão do potencial de mobilização de elementos químicos dos depósitos tecnogênicos formados com o rompimento perpassa o conhecimento de como atuam os processos que regem o comportamento dos ambientes nos trópicos ante as particularidades existentes.

Para se alcançar tal entendimento, faz-se necessário considerar as características e a dinâmica dos sistemas morfogenéticos existentes. Esses que consistem em um conjunto de processos de dinâmica própria, com atuações que não se dão isoladamente, e que são dependentes de fatores que diferem em composição qualitativa e intensidade. A esculturação da superfície terrestre se dá mediante a atuação de tais processos que são condicionados especialmente pelo fator climático (CHRISTOFOLETTI, 1980).

As variáveis que regem o fator climático são, especialmente, a temperatura e a precipitação (CHRISTOFOLETTI, 1980). Determinadas características climáticas são predominantes nos trópicos, a saber, as altas temperaturas, altas taxas de precipitação pluviométrica e o alto potencial de evapotranspiração, as quais, todavia, diferem espacialmente na intensidade em que se apresentam (GUPTA, 2011).

A superfície das rochas pode alcançar temperaturas que excedem os 70°C durante o dia nos trópicos. Os solos, por sua vez, apresentam temperaturas elevadas, havendo variações nas camadas superiores atreladas ao uso e cobertura da terra. Em profundidade, as temperaturas permanecem em torno dos 28°C, nas quais se dão recorrentemente as reações químicas que envolvem as águas subterrâneas (THOMAS, 1994).

Nos trópicos, a pluviosidade possui um papel preponderante, sendo determinante na atuação dos processos, o que contribui para a formação de conjuntos diferenciados de formas de relevo (CHRISTOFOLETTI, 1980). Há de se considerar a pluviosidade anual e a sazonalidade, base para a diferenciação entre os trópicos úmidos, subúmidos e secos, onde cerca de metade das áreas tropicais são úmidas, onde as taxas anuais de precipitação excedem as de evapotranspiração, sendo o restante enquadrado como subúmido ou seco (GUPTA, 2011).

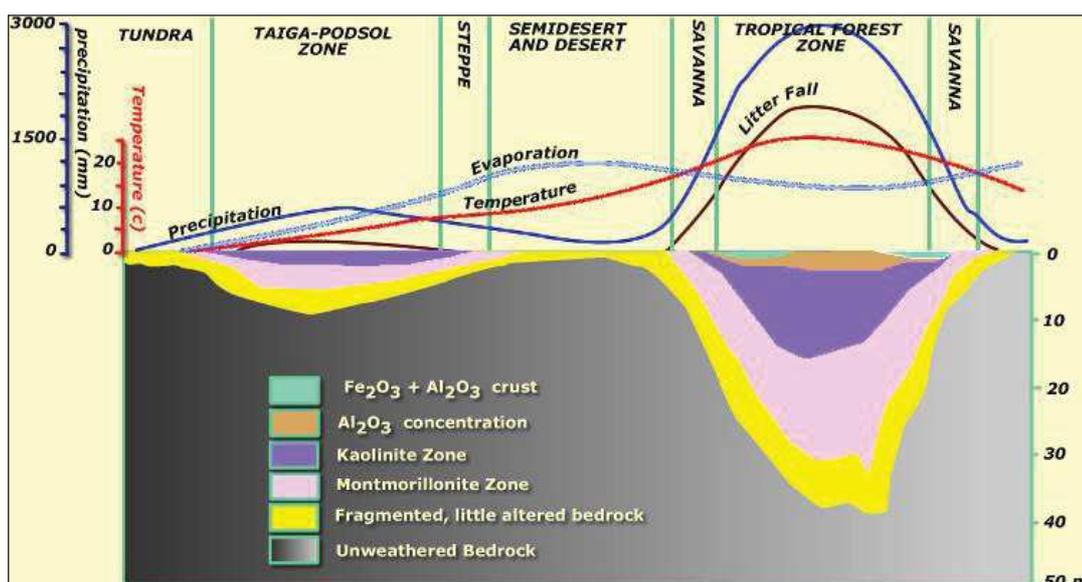
Nas áreas áridas e semiáridas, a precipitação anual varia de 100-750 mm, naquelas de clima tropical úmido elas permanecem acima dos 750 mm, as quais, todavia, não excedem os 1600-1700 mm (estando o recorte espacial estudado inserido nesse contexto), nas áreas equatoriais úmidas, com duas estações chuvosas, são registradas chuvas anuais acima dos 1200

mm, nos climas de monções as precipitações verificadas encontram-se acima de 1600-1700 mm e nas áreas de transição entre o tropical e o subtropical as precipitações anuais encontram-se acima dos 1200 mm (THOMAS, 1994).

Dentre os processos que se evidenciam nessa trama está o intemperismo, que se dá na interface entre a litosfera e a atmosfera promovendo alterações físicas e químicas nas rochas e solos. Compreende um conjunto de subprocessos que podem ser agrupados em duas categorias, a saber, o intemperismo biofísico e o bioquímico, que ocorrem simultaneamente, sendo um deles predominante a depender das variáveis atuantes nos ambientes. No primeiro, a atuação de subprocessos leva a desagregação das rochas, com a geração de porções de menor granulometria, nas quais não são observadas alterações químicas significativas. No intemperismo bioquímico, a interação ocorrida com a atmosfera e as águas que fluem pela superfície das rochas e solos promove reações nos minerais primários, que podem gerar minerais secundários e macios (GUPTA, 2011).

Os padrões e produtos do intemperismo diferem ao longo do globo, assim como na extensão dos trópicos. Os produtos gerados pelo intemperismo são diretamente dependentes da composição mineralógicas das rochas sobre os quais atuou o processo, o clima predominante, a cobertura vegetal estabelecida e o seu tempo de ocorrência (GUPTA, 2011). A Figura 17 demonstra a composição e profundidade dos perfis de intemperismo em diferentes climas.

Figura 17 - Composição e profundidade dos perfis de intemperismo em diferentes regimes climáticos

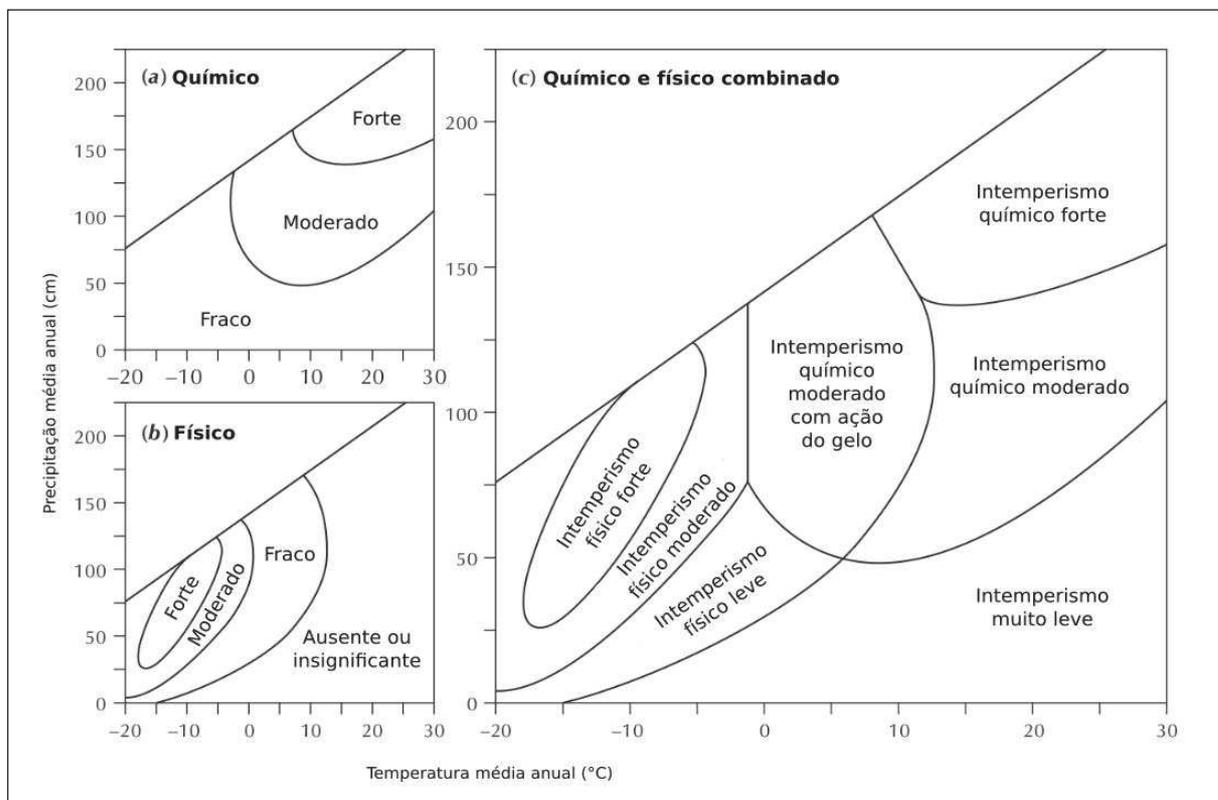


Fonte: Extraído e adaptado de Department of Geological Sciences. Sallem State College (2020) apud Strakhov (1967).

A influência do fator climático nos processos intempéricos se dá pela importância do controle exercido pela temperatura e pelas águas meteóricas e ácidos orgânicos provenientes dos solos e da cobertura vegetal disponíveis no ambiente. A temperatura pode acelerar as reações químicas associadas ao intemperismo químico das rochas. A contribuição exercida pela precipitação, no entanto, é mais difícil de quantificar, sendo que a entrada de água no sistema possibilita a manutenção das reações químicas, o que impede que se instaurem condições de equilíbrio quando do acréscimo da concentração de íons dissolvidos. A contínua entrada de água no sistema e o seu deslocamento vertical e horizontal pelo perfil permite que esse desequilíbrio, tão caro aos processos intempéricos, se mantenha (THOMAS, 1994).

Dessa forma, a intensidade com que se dá o intemperismo químico está diretamente atrelada a umidade disponível no ambiente e as altas temperaturas do ar, que quanto mais elevadas, mais aceleram as reações químicas (HUGGETT, 2007). A Figura 18 demonstra as taxas de intemperismo físico e químico de acordo com a precipitação e a temperatura, na qual evidencia-se que a área estudada está submetida a condições de intemperismo químico moderado a forte.

Figura 18 - Taxas de intemperismo físico e químico de acordo com as médias de precipitação e temperatura



Fonte: Extraído e adaptado de Huggett (2007, p.160)

No decorrer do intemperismo químico, a liberação de íons se dá a partir de reações químicas que atuam sobre os diferentes materiais sob condições climáticas variadas, dentre as quais figuram aquelas que são tidas como as principais atreladas ao intemperismo nas rochas e solos (QUADRO 4).

O comportamento dos íons liberados pelo intemperismo na solução do solo, a fase líquida aquosa do solo e os solutos que a integram (SPARK, 2003), diferem segundo as reações químicas atuantes, sendo que parcela deles participam da síntese de minerais secundários, quando há a ocorrência em determinadas proporções de íons específicos, outros são adsorvidos na superfície de coloides (partículas menores que 2 μm) e outros removidos pela água percolante que atua como lixiviante (BIRKELAND, 1999).

A existência de diferentes zonas climáticas desencadeia a ocorrência de tipos distintos de intemperismo, os quais são diretamente afetados pelos fatores locais, tais como a litologia, a topografia e a cobertura vegetal, assim como os fatores que condicionam a drenagem nos perfis de intemperismo. Dentre os produtos habitualmente observados como resultantes dos processos intempéricos estão os minerais de argila e os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio. Sua ocorrência se dá nos ambientes de maneira individualizada ou agrupada e sua distribuição em profundidade pode se dar de maneira uniforme ou não (BIRKELAND, 1999).

Minerais de argila podem apresentar maior diversidade em determinados setores a partir do condicionamento exercido pelos fatores locais, o que diferiria se o fator climático fosse o único determinante. A formação de diferentes minerais de argila está ligada aos graus do regime de lixiviação, uma vez que dependem diretamente do balanço entre a taxa de dissolução dos minerais primários e a de carreamento dos solutos pelas águas, bem como a liberação de sílica e a taxa de liberação de cátions (HUGGETT, 2007). É importante considerar que, em clima tropicais, quantitativos maiores de precipitação e uma boa drenagem promovem graus de lixiviação superiores (HUGGETT, 2007).

Usualmente, a extensão com que se dá o intemperismo químico está diretamente atrelada a idade das superfícies (HUGGETT, 2007), sendo significativo o tempo hábil da atuação do processo na liberação dos constituintes no ambiente. Promover a caracterização dos produtos do intemperismo é fundamental, dado que são os materiais que melhor ilustram os efeitos de longo prazo de seus ambientes de lixiviação (BIRKELAND, 1999).

Quadro 4 - Reações químicas principais atreladas ao intemperismo nas rochas e solos

REAÇÕES QUÍMICAS	DESCRIÇÃO
Solução ou Dissolução	Ocorre quando se dá a dissociação de moléculas em cátions e/ou ânions, onde os íons resultantes permanecem envoltos por água. Trata-se de um processo eminentemente mecânico, que se dá em colaboração com outros processos atuantes no intemperismo químico. As soluções geradas são reversíveis, visto que quando da saturação da solução parcela do material dissolvido precipita.
Hidratação	Se dá quando minerais absorvem moléculas de água em suas superfícies ou em suas redes cristalinas sem alterar a composição química do material original. A inserção de água nas estruturas cristalinas auxilia a atuação de outros processos intempéricos, uma vez que nas condições de expansão os minerais se tornam mais porosos e suscetíveis a ação do intemperismo.
Oxidação	Transcorre quando da perda de elétrons por átomos ou íons. Está atrelado a combinação de oxigênio com a substância, sendo predominante o oxigênio dissolvido na água como o agente oxidante no ambiente. Afeta essencialmente minerais que contêm Ferro.
Redução	A redução trata-se do oposto da oxidação, onde a saturação ocasionada pela estagnação de água em solos e rochas e a atuação de bactérias anaeróbicas promove a deficiência de oxigênio nos ambientes os tornando redutores. As alterações transcorridas em decorrência da redução são denominadas gleização.
Carbonatação	Consiste na formação de carbonatos, os sais do ácido carbônico, que é constituído por dióxido de carbono dissolvido em água, que se dissocia em íons de hidrogênio e bicarbonato. É dominante no intemperismo de rochas carbonáticas, nos quais a calcita ou os carbonatos de cálcio (CaCO ₃) são os minerais predominantes.
Hidrólise	A hidrólise é o processo principal no intemperismo químico, sendo capaz de decompor ou modificar radicalmente os minerais primários. Nela, a água se divide em cátions de hidrogênio (H ⁺) e ânions de hidroxila (OH ⁻) que vem a reagir com os minerais silicatados presentes nas rochas e nos solos. As reações do hidrogênio em solução com as superfícies dos minerais ocasionam a geração de minerais de argila, sendo que a hidrólise pode se dar parcial ou integralmente. A hidrólise integral produz gibsitita e a parcial produz argilas 1:1 ou argilas 2:1 e 2:2.
Quelação	Remoção dos íons metálicos de sólidos, em específico, os de ferro, alumínio e manganês, quando da formação de complexos solúveis, usualmente, de matéria orgânica e metais, dada a ligação entre ácidos orgânicos (fúlvicos e húmicos) e os íons metálicos. Os agentes quelantes estão atrelados, em parte, a produtos oriundos da decomposição da cobertura vegetal e secreções das raízes das plantas. O hidrogênio é recorrentemente liberado no decorrer do processo ficando disponível para a hidrólise. A atuação desse processo estimula a transferência de metais nos solos e rochas, sendo importante na promoção da dissolução congruente (quando toda a substância é dissolvida) de metais polivalentes em valores comuns de pH do solo.

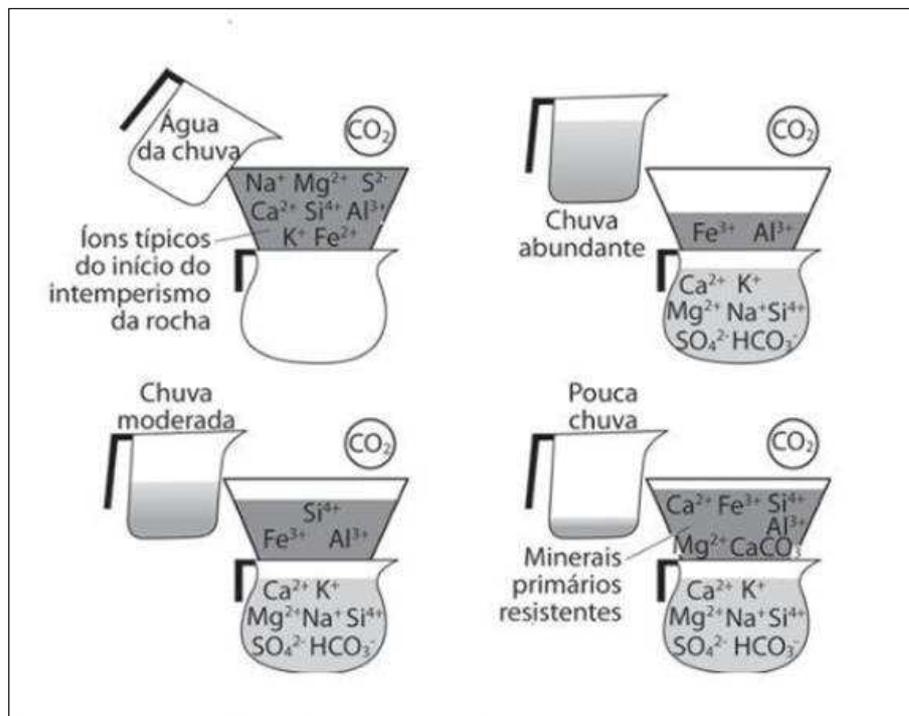
Fonte: Adaptado de Thomas (1994), Goudie (2004) e Huggett (2007)

Os agentes que governam a mobilidade e a eventual remoção dos íons nos ambientes devem ser elucidados, o que faz com que seja de suma importância a consideração do processo de lixiviação. Em linhas gerais, a lixiviação consiste na remoção de constituintes em solução pelas águas ou outras soluções percolantes (GOUDIE, 2004), a qual deve ser considerada em suas múltiplas facetas, sendo indispensável observar as reações químicas que regem o ambiente e sua influência em suas taxas, que apresentam três graus, a saber: fraca, moderada e forte.

O grau fraco de lixiviação possibilita um equilíbrio entre a sílica e os cátions. No grau moderado existe a tendência de se liberar cátions do regolito, contudo, permanecendo um excedente de sílica no perfil. O grau forte faz com que permaneçam no perfil parcela diminuta de bases em decorrência da hidrólise total (HUGGETT, 2007).

A Figura 19 ilustra o processo de lixiviação dos constituintes disponibilizados nos ambientes e que são mobilizados pelas águas meteóricas percolantes a partir de analogia a um coador de café.

Figura 19 - O processo de lixiviação pelas águas meteóricas que percolam demonstrado a partir de analogia a coador de café em diferentes regimes de precipitação



Fonte: Adaptado de Railsback (2006) apud Lepsch (2011).

Quanto mais quentes e úmidos forem os regimes climáticos, maior tende a ser o grau da lixiviação, onde a remoção dos íons retirados dos minerais menos resistentes se dá de maneira mais conspícua, sendo retidos no perfil os constituintes menos solúveis. O quantitativo

de água meteórica que adentra nos sistemas as quais foi incorporado CO_2 atmosférico em regimes de chuvas moderadas faz com que parcela dos íons seja lixiviada. Já no regime seco, comumente, os minerais primários mais resistentes tendem a permanecer nos perfis (LEPSCH, 2011).

Peça chave para o entendimento de como se dá a lixiviação dos solutos através dos perfis de intemperismo é a água. Molécula formada por dois átomos de hidrogênio e um de oxigênio a partir de uma ligação covalente, quando do compartilhamento de elétrons de suas camadas de valência, com o oxigênio possuindo seis elétrons e o hidrogênio dois, que ao alcançarem o emparelhamento tornam-se estáveis (EVANGELOU, 1998).

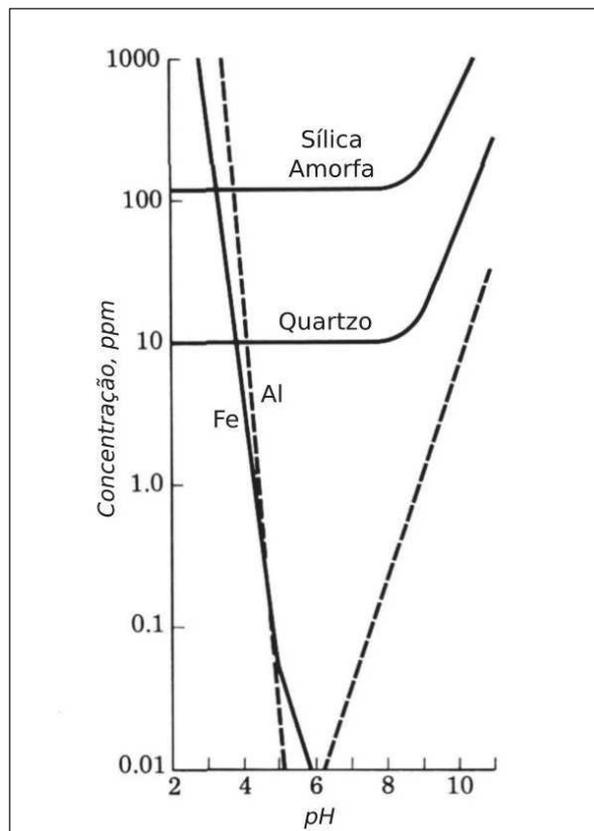
A repulsão dos elétrons devido a sua carga negativa é conhecida, cabendo considerar que os elétrons de ligações exercem força repulsiva mais branda do que os pares não compartilhados. O par compartilhado é atraído pelo oxigênio, devido a sua maior eletronegatividade, o que desloca a nuvem eletrônica e gera na molécula um polo negativo e outro positivo. Essa configuração torna a água o popularmente conhecido “solvente universal” (EVANGELOU, 1998).

A atração exercida pelos elétrons de oxigênio em hidrogênios de outras moléculas de água ocasiona a criação de ligações fracas de hidrogênio, cuja força criada por essas ligações é denominada coesão. Ligações de hidrogênio são criadas entre água e os sólidos constituintes do solo, sejam eles inorgânicos e/ou orgânicos. A força responsável por ligar a água a outras substâncias minerais é denominada adesão. As substâncias que a apresentam são tidas como hidrofílicas e as de comportamento contrário como hidrofóbicas. Compreender como se dá a coesão, a adesão e a hidrofobicidade, permite que se verse sobre a movimentação e retenção de água nos solos, a solubilidade e a mobilidade de poluentes nas águas subterrâneas, dentre outros (EVANGELOU, 1998).

A efetividade das reações químicas responsáveis pela transferência de sólidos para as águas naturais superficiais e subterrâneas, controlando assim a composição das águas naturais, é influenciada diretamente pelas características e processos supramencionados. A solubilidade dos minerais é dependente dos íons que os compõe, sendo que os tipos de minerais e o quantitativo que é passível de ser dissolvido e incorporado à água depende diretamente da composição química e da estrutura física das rochas e solos, do potencial hidrogeniônico (pH) e de oxirredução (Eh), do solvente (MILLER; MILLER, 2007) e do tempo de residência do solvente no meio, que consiste no intervalo temporal em que a água permanece em contato com as coberturas superficiais entre a recarga e a descarga (CLEARY, 1989).

O pH (potencial hidrogeniônico), uma unidade de medida adimensional que indica a acidez, neutralidade e alcalinidade das soluções, é fundamental no entendimento do comportamento da lixiviação nos ambientes. Quando o pH decai a hidrólise se intensifica, devido ao aumento de íons H^+ na solução. As temperaturas mais elevadas, típicas dos trópicos úmidos, desempenham papel semelhante ao pH, visto que quando mais elevadas maior será o aumento da dissociação de moléculas de água e o fornecimento de H^+ adicional ao sistema, o que pode, potencialmente, ampliar a hidrólise (GOUDIE, 2004). A Figura 20 ilustra um exemplo da relação entre o pH e a solubilidade, na qual é evidenciada a solubilidade de Al, Fe, sílica amorfa e quartzo de acordo com o pH do meio.

Figura 20 - Relação entre a o pH e a solubilidade de Al, Fe, Si Amorfa e quartzo



Fonte: Extraído e adaptado de Birkeland (1999, p.95)

As interações entre as águas de origem meteórica e as coberturas superficiais se dão em diferentes momentos do ciclo geoquímico das águas naturais, que perpassa um misto de processos se dando concomitantemente, que abarcam o intemperismo e a lixiviação, e que são responsáveis por direcionar as águas por seus múltiplos percursos. A evaporação de parcela das águas presentes nos oceanos desencadeia o carregamento de cloretos e sulfatos de sódio, magnésio, cálcio e potássio pelo vapor de água formado. Esse vapor permanece na atmosfera,

sendo agregados a ele nitrogênio, oxigênio e dióxido de carbono dissolvidos, que ao condensar e, posteriormente, precipitar, parcela que pode evaporar novamente e voltar constituir a água atmosférica ou ficar temporariamente retido em áreas de maior altitude como água no solo (TOOD; MAYS, 2005).

Nesse ínterim, o CO₂ dissolvido no solo vem a ser um dos responsáveis por promover a incorporação de Ca, Mg, Na e bicarbonatos à água percolante. Pode ocorrer SO₄ dissolvido em áreas onde se dá a oxidação de sulfetos. A água fóssil, aquela que ficara aprisionada nos poros e fissuras das rochas quando de sua formação (WINGE, M. et al, 2001-2020), ou os compostos solúveis de sedimentos marinhos podem ser adicionados a água retida, que eventualmente pode evaporar, compor o escoamento superficial (runoff) quando do incremento da precipitação, ser direcionada ao oceano carreando material mineral e integrar a água do solo e/ou a água subterrânea (TOOD; MAYS, 2005).

A água que permanece no solo tem a ela CO₂ incorporado que vem a formar ácido carbônico, que ao reagir com os minerais dos solos forma bicarbonatos solúveis. Pode se dar a precipitação de ferro, alumínio e sílica e de carbonatos coloidais quando o limite de solubilidade for alcançado, assim como a ocorrência de trocas catiônicas. Ela pode evaporar, o que desencadeia a retenção de partículas minerais no solo, pode ser promovida a troca de água desse meio com o subterrâneo, onde nesse último podem se dar a troca catiônica, a redução do sulfato, com a transformação de bicarbonato em sulfetos dada a atuação de bactérias anaeróbicas (TOOD; MAYS, 2005).

É de suma importância se considerar que dadas as interações entre as águas e as coberturas superficiais determinados ambientes ver a ser mais suscetíveis a ocorrência de altas taxas de mobilização de elementos químicos ante as condições instauradas. Nesse universo tem-se os ambientes marginais, onde houve a formação de extensos depósitos tecnogênicos, os quais devem ser pensados a partir de suas especificidades.

Ávila et al. (2017) expuseram as alterações ocorridas em decorrência do rompimento de Fundão nas feições fluviais que compunham o sistema canal-planície-vertente da área afetada. Dentre as feições fluviais identificadas nos canais e planícies aluviais no pré-rompimento estão as lagoas marginais (de natureza indefinida), os meandros abandonados, as ilhas fluviais, as barras fluviais, os paleocanais, as feições tecnogênicas, entre outras.

Parcela dessas feições, sobremaneira, aquelas presentes nas planícies podem manter contato periódico com o nível freático em decorrência do regime climático sazonal, de dupla estacionalidade da área, com verões úmidos e invernos de estiagem, onde se dá a constante

subida e o rebaixamento do nível freático. Além disso, podem ser inundados diante do extravasamento do fluxo dos canais para as planícies em momentos de precipitações intensas.

Nos ambientes marginais existem áreas que mantêm contato periódico com o nível freático e as águas oriundas do extravasamento dos canais, sendo essas as áreas úmidas (AUs), que

são sistemas permanentes ou temporariamente saturados, inundados e/ou alagados, formados em relevos e substratos que permitem um maior acúmulo de águas superficiais e/ou subsuperficiais, por tempo suficiente para promover processos físicos, químicos e biológicos de ambientes com deficiência ou ausência de oxigênio, indicados, comumente, por espécies vegetais adaptadas a essas condições e/ou por solos com características hidromórficas (GOMES, 2017, p. 166).

Gomes e Magalhães Jr (2020) propõem cinco classes hidrogeomorfológicas para as AUs de Minas Gerais. Dentre elas destacam-se as AUs de Planícies Inundáveis e AUs de Fundos de Vale.

As áreas úmidas de Planícies Inundáveis são aquelas que apresentam forma aplainada ou suavizada e que tem a sua gênese atrelada as inundações periódicas dos corpos d'água, aos quais permanece associada, sejam eles permanentes ou temporários, de origem natural ou antropogênica. Pode ser de origem fluvial, onde são verificadas formas deposicionais atreladas a dinâmica de cursos d'água, ou fluvio-lacustre, quando são originadas de represamentos de rios ou da existência de sistemas de lagoas marginais (GOMES; MAGALHÃES JR., 2020).

Como principal fonte hídrica tem-se o extravasamento dos canais fluviais, represas e lagoas em decorrência dos inputs de água meteórica no sistema. Contribuições secundárias constantes ou temporárias de águas subsuperficiais são observadas em feições deprimidas ou na planície em sua totalidade. A frequência com que água fica disponível nas AUs varia segundo os períodos de inundação e a capacidade de escoamento das águas e/ou a sua evaporação, assim como [...] as oscilações do nível freático, dos contatos hidráulicos com o corpo d'água e/ ou da drenagem das águas subsuperficiais, bem como do volume de água estocado e do tipo de material (GOMES; MAGALHÃES JR., 2020, p.319) e, eventualmente, das contribuições do escoamento pluvial e subsuperficial oriundo do entorno.

As AUs de Fundos de Vale possuem morfologias aplainadas e onduladas, se dando em ambientes colinosos e serranos. De dimensões variadas, encontram-se permanentemente conectadas a rede hidrográfica, sem obrigatoriamente apresentar um canal delimitado. Cabe destacar que as áreas úmidas dos fundos de vales diferenciam-se das de planícies inundáveis devido ao fato de não formarem ou terem poucas feições deposicionais que são típicas das

planícies aluviais, tais como diques, lagoas marginais, meandros abandonados, sendo mais comumente encontrada associada a cursos d'água de baixas a médias ordens e magnitudes (GOMES, MAGALHÃES JR., 2020).

As fontes de água das AUs sem canais definidos são oriundas das precipitações, do escoamento superficial, “das águas percoladas das encostas adjacentes e, quando presentes, dos fluxos espalhados e difusos de origem fluvial” (GOMES; MAGALHÃES JR., 2020, 323-324), assim como contribuições recorrentes ou eventuais do nível freático. A permanência da água nas áreas úmidas é diretamente dependente do escoamento superficial, da infiltração e da evapotranspiração e, recorrentemente, da formação de cursos d'água nas zonas para onde esses fluxos são direcionados.

Nas AUs de Fundos de Vale com canais definidos as contribuições se dão pelas inundações e pelos fluxos superficiais difusos e/ou concentrados decorrentes das precipitações de maior intensidade. A saída da água das áreas úmidas se dá, principalmente, pelo “escoamento superficial, evapotranspiração, infiltração e percolação para o canal e/ou nível freático” (GOMES; MAGALHÃES JR., 2020, p.324). As AUs de Fundo de Vale podem manter-se permanente ou sazonalmente saturadas e/ou as inundações ou alagamentos se dando de maneira permanente ou temporária (GOMES; MAGALHÃES JR., 2020).

Os principais solos verificados nas AUs são os hidromórficos, o que abarca os organossolos, gleissolos e planossolos hidromórficos. Ainda tem-se os solos que podem exibir grau acentuado de hidromorfismo tais como os planossolos, plintossolos, vertissolos, neossolos quartzarênicos e espodossolos, assim como os solos aluviais, representado pelos neossolos flúvicos (GOMES, 2017; GOMES; MAGALHÃES JR., 2020).

Os solos hidromórficos são ambientes redutores, onde a redução, um processo que consiste no ganho de elétron negativo, ocorre habitualmente na ausência de oxigênio ou quando o ferro se encontra em soluções ácidas. Exemplo de redução é o Fe^{+3} se transformar em sua forma reduzida, o Fe^{+2} . Determinados estudos geomorfológicos têm como foco o entendimento da mobilização do ferro em condições redutoras e seu transporte em águas ácidas, bem como da redeposição dos óxidos de ferro em condições oxidantes (GOUDIE, 2004).

As condições redutoras nas coberturas superficiais dos ambientes marginais podem ter sido mantidas mesmo diante da deposição dos materiais tecnogênicos desencadeada pelo rompimento, o que pode implicar no não atendimento do que é preconizado pela Renova para a justificativa de manutenção dos rejeitos nos ambientes de deposição, o que suscita o questionamento acerca da manutenção dos rejeitos nesses tipos de ambientes.

Dadas as condições supramencionadas, cabe destacar que no decurso da infiltração e da percolação das águas meteóricas pelas coberturas superficiais e do extravasamento das águas dos canais para as planícies aluviais com a criação e manutenção de ambientes redutores, a lixiviação dos constituintes desencadeada pode vir a ser uma fonte de contaminação. Elucidar o comportamento dos contaminantes requer, em parte, que se considere as especificidades no que tange a mobilização dos constituintes presentes nos depósitos tecnogênicos considerados ao longo da bacias hidrográfica.

Geralmente, a concentração de contaminantes nos sedimentos presentes nos rios tende a diminuir conforme aumenta a distância dos pontos de origem para jusante, o que é diretamente dependente da preponderância dos mecanismos de dispersão, que são interrelacionados, tais como: seleção hidráulica, a troca de sedimentos entre o canal e a planície, o seu armazenamento nesta última, a diluição associada a mistura entre sedimentos contaminados e não contaminados, a absorção biológica e a remobilização geoquímica (MILLER; MILLER, 2007).

Apesar disso, no caso específico do rompimento de Fundão, esse comportamento tende a não se aplicar dada a dinâmica da deposição, que se assemelha mais a corridas de lama do que a processos tipicamente fluviais. A formação de extensos depósitos tecnogênicos ao longo dos vales afetados fez com que o potencial de liberação de contaminantes seja difuso, a depender das condições regionais e locais quando da interação dos materiais com ambientes circundantes.

A concentração de contaminantes varia no tempo e no espaço, onde a sazonalidade e a sua localização na bacia desempenham papéis importantes. Essencial para se entender essa presença é considerar o tempo de residência desse eventuais contaminantes, o que difere substancialmente dos canais para as planícies, sendo que nos canais tende a ser menor do que 5 anos e nas planícies pode se estender por décadas, séculos e até milênios (MILLER; MILLER, 2007). Isso ilustra a importância de se entender o comportamento da mobilização dos constituintes nos ambientes de deposição extracalha e qual a sua influência nos canais fluviais a médio e longo prazo, o que faz com que seja imperativa a consideração das especificidades ao se pensar o manejo dos rejeitos nos ambientes marginais.

6 A ÁREA DE ESTUDO

Os efeitos danosos à qualidade ambiental de áreas atingidas por desastres tecnológicos devem ser clarificados, a fim de nortear tomadas de decisões de maior eficiência no que se refere a adoção de medidas de remediação e recuperação. Para isso, faz-se necessário o conhecimento das estruturas e dos processos atuantes de origem natural e antropogênica nesses ambientes. O alcance desse conhecimento perpassa a elaboração de diagnósticos, à luz dos conhecimentos científicos, que abarquem interpretações pormenorizadas dos aspectos físicos, bióticos, socioeconômicos e histórico-culturais das áreas afetadas.

Para fins de planejamento ambiental, o diagnóstico e os inventários que o integram permitem a representação das potencialidades e fragilidades da área afetada, do histórico das ocupações, de como se dão as pressões exercidas pelas atividades humanas nos sistemas ambientais, assim como da multiplicidades de conflitos existentes no uso da terra e pela apropriação dos recursos naturais (SANTOS, 2004). Diagnósticos bem executados são peças chave para a elaboração de prognósticos que partam de informações condizentes com a realidade factual da área, o que possibilita o gerenciamento mais adequado dos ambientes afetados pelos desastres tecnológicos.

A bacia do rio Doce, palco do desastre tecnológico de maior magnitude no país, está situada integralmente no sudeste do Brasil e possui uma área de drenagem de 87.755 km², entre os estados de Minas Gerais, com 75.930 km² (86%) e do Espírito Santo, com 11.825 km² (14%) (IGAM, 2010). O rompimento da barragem de Fundão delineou um cenário diversificado na bacia do rio Doce, onde existe uma espacialidade dos danos ambientais ao longo dos vales fluviais existentes no caminho da lama que devem ser diagnosticados.

O trecho dos vales fluviais afetados pelo rompimento elegido como recorte espacial para o desenvolvimento do estudo proposto está compreendido entre o dique do reservatório de Fundão, no município de Mariana, e a barragem da UHE Risoleta Neves, situada no limite entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, em Minas Gerais.

Parcela dos canais fluviais do alto curso do rio Doce situados a montante da UHE Risoleta Neves foi onde se formaram extensos depósitos tecnogênicos. Esta rede hidrográfica é formada essencialmente pelo do córrego do Fundão, onde situava-se a barragem de Fundão, que drena para o córrego Santarém, um tributário do rio Gualaxo do Norte, o qual conflui com o rio do Carmo na altura da sede do município de Barra Longa (MG). Esse último ao confluir com o rio Piranga forma um canal que ganha a toponímia de rio Doce.

Nesse trecho foram estabelecidas três seções transversais (P01, P02 e P03) (FIGURA 21), sendo em cada uma delas selecionados pares de pontos amostrais para a tomada de amostras dos depósitos tecnogênicos, especificamente nas localidades de Paracatu de Baixo, no município de Mariana, de Gesteira, no município de Barra Longa, e na confluência dos rios do Carmo e Piranga, entre os municípios de Santa Cruz do Escalvado e Rio Doce.

A alocação das seções transversais ao longo do trecho avaliado considerou previamente a sua distância da barragem de rejeitos rompida, o que permitiria discutir as alterações que viessem a ser dar no sentido montante-jusante, ao longo do perfil longitudinal do canal afetado. As distâncias através do corredor hídrico afetado entre as seções transversais e a UHE Risoleta Neves da barragem de Fundão e entre si são indicadas na Tabela 2. As bacias de contribuição das seções transversais e da UHE Risoleta Neves são demonstradas na Figura 22.

Tabela 2 - Distância no canal entre a barragem de Fundão, as seções transversais e a UHE Risoleta Neves

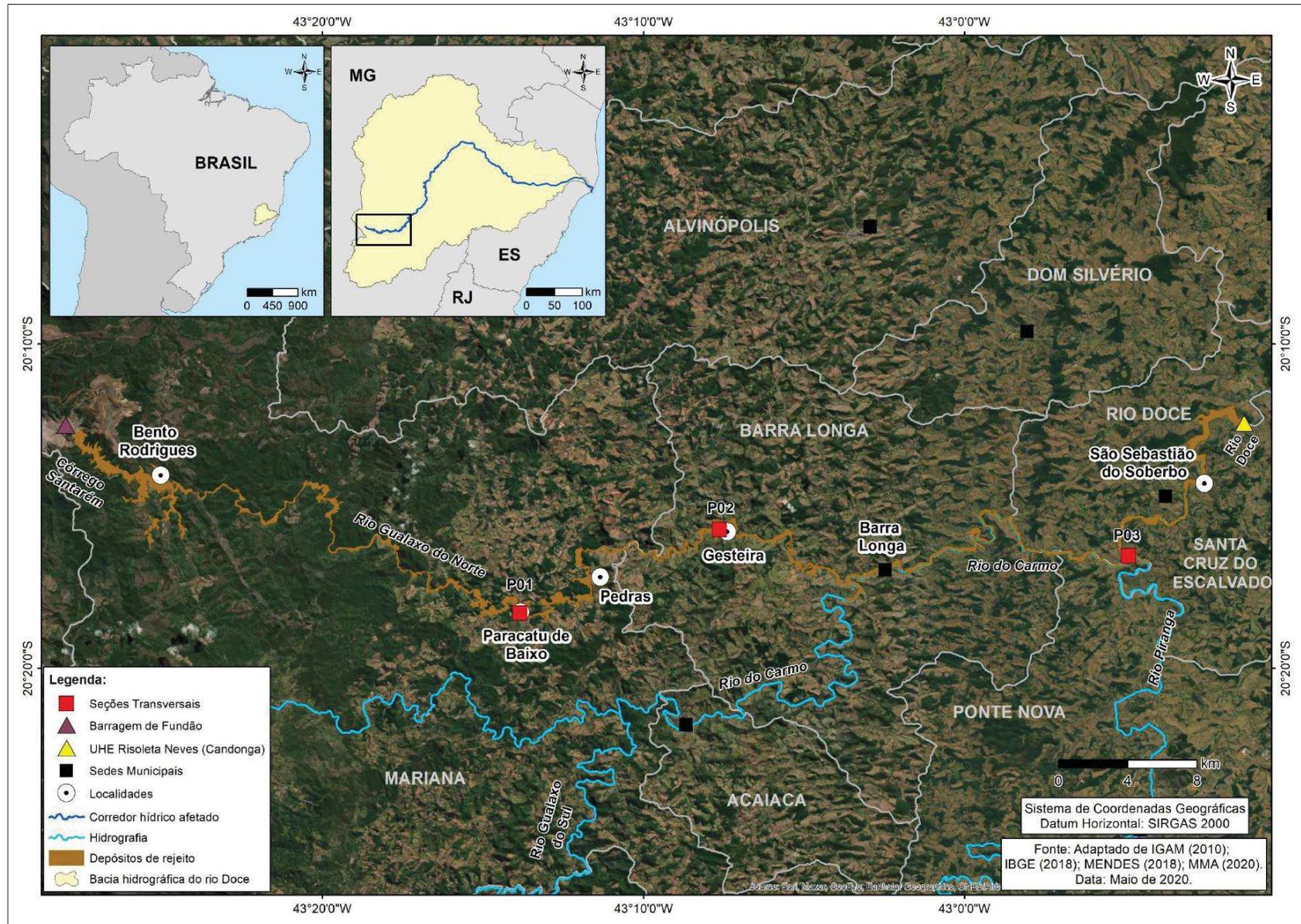
Trecho	Distância (km)
Barragem de Fundão – UHE Risoleta Neves	118,5
Barragem de Fundão - Seção P01	43,5
Seção Transversal P01 – Seção Transversal P02	20,6
Seção Transversal P02 – Seção Transversal P03	37,9
Seção Transversal P03 - UHE Risoleta Neves	16,6

Fonte: dados calculados a partir da base hidrográfica de IGAM (2010).

As seções elegidas encontram-se em canais de diferentes hierarquias e magnitudes da rede hidrográfica, onde a dinâmica da deposição foi condicionada pela conformação dos vales, pela configuração dos canais e pelos controles geomórficos e hidrodinâmicos presentes, o que deu origem a coberturas tecnogênicas de extensões variadas. Diante disso, a conformação dos ambientes marginais nas diferentes seções apresenta especificidades, o que possibilita considerações sobre a dinâmica que ocorre na interface canal-planície-vertente nos diferentes trechos do corredor hídrico.

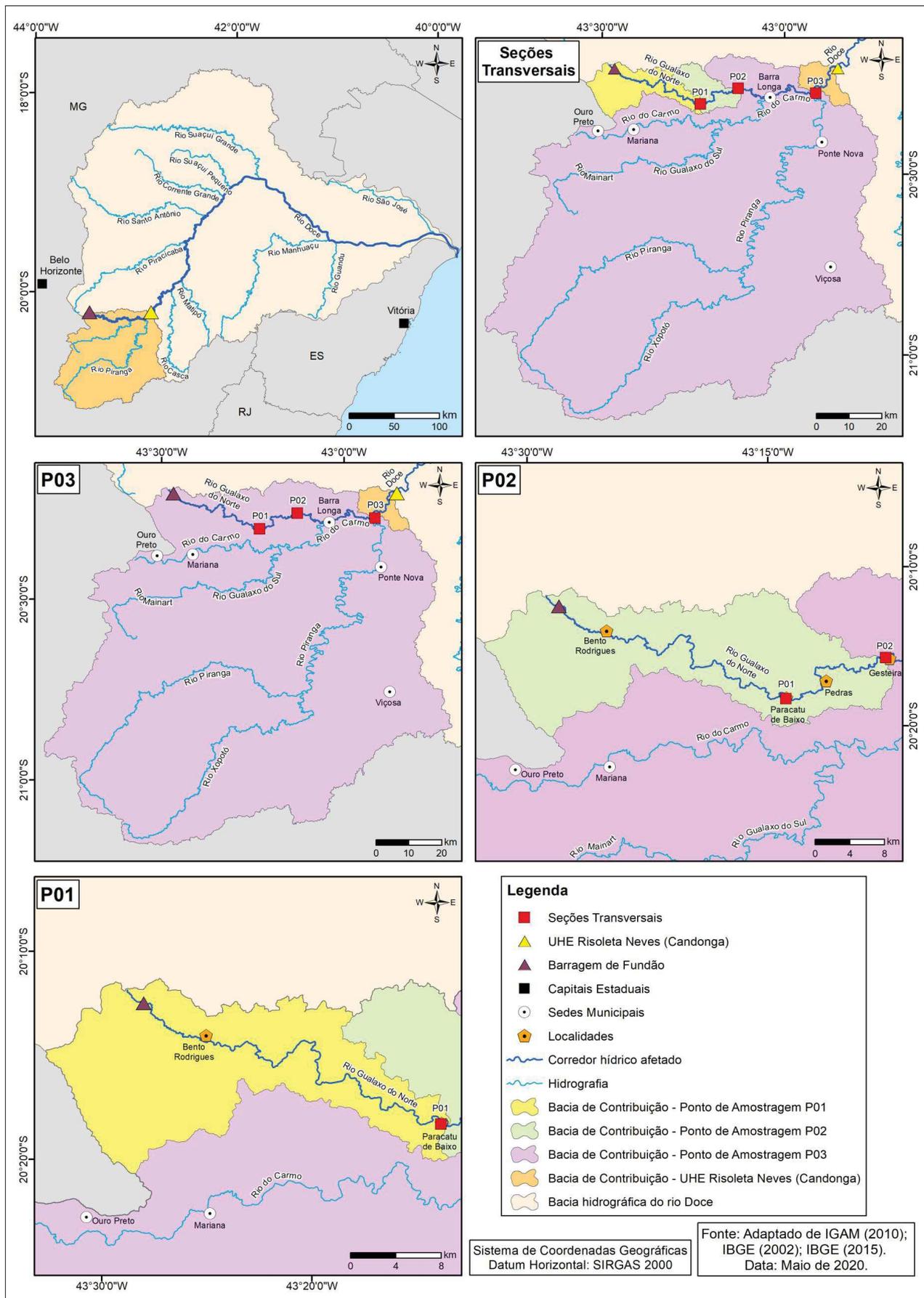
A seleção dos pontos amostrais na margem direita do canal afetado nas seções transversais se deu diante da acessibilidade existente para a coleta das amostras. Entende-se que diante do processo que gerou os depósitos (corrida de lama) existe uma similaridade entre o material que foi depositado em ambas as margens e planícies nas respectivas seções.

Figura 21 - Seções transversais no trecho do corredor hídrico afetado no recorte espacial estudado



Fonte: organização da autora.

Figura 22 - Bacias de contribuição das seções transversais



Fonte: organização da autora

A bacia do Rio Doce está inserida em uma das regiões brasileiras mais diversificadas em termos climáticos, na qual foram identificadas variações significativas de pluviosidade, assim como no regime de temperatura. Esse comportamento é decorrente de sua posição latitudinal entre os paralelos 15° e 25° sul, de sua extensão longitudinal, que dista cerca de 1000 km da costa do atlântico em direção ao interior do continente e está situada em trajetória preferencial das frentes polares, da sua configuração altimétrica, bem como pela disposição do relevo, que apresenta uma topografia acidentada (NIMER, 1989; SANT'ANNA NETO, 2005). A disposição diversificada do relevo na bacia do rio Doce associada a atuação de mecanismos atmosféricos de larga escala vem a intervir na distribuição da precipitação (CUPPOLILO, 2008).

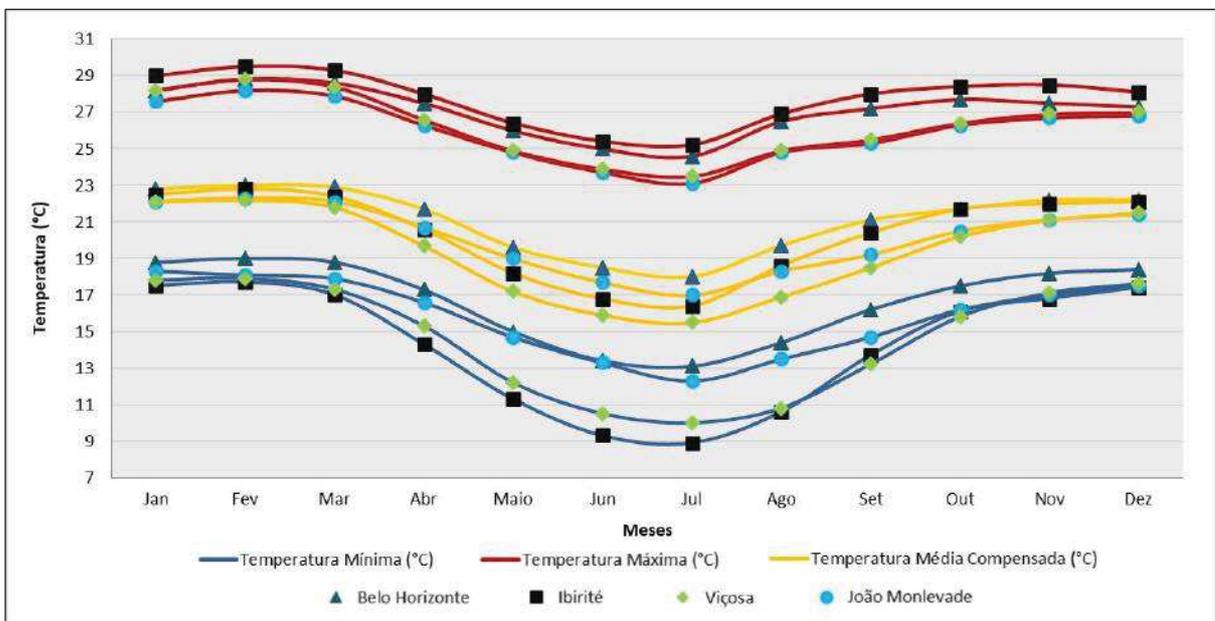
Parcela do Alto Rio Doce insere-se em um contexto de bacias hidrográficas situadas na encosta oriental das Serras do Quadrilátero Ferrífero, que apresentam temperaturas médias inferiores a 22°C, segundo Nimer (1989), devido às suas altitudes elevadas, o que decresce para abaixo de 18°C nas posições altimétricas mais elevadas ao sul do paralelo de 20° S, onde encontram-se associadas a influência do relevo as maiores latitudes e a maior incidência de massas de ar provindas das regiões polares (NÍMER, 1989).

Ao norte do município de Mariana, está a Serra do Caraça, onde estão alocadas as áreas de extração de minério de ferro. A zona do Caraça atua como condensadora da umidade provinda do litoral em decorrência de suas altitudes, que em diversos trechos estão acima dos 1.700 metros. Esse quadro associado as chuvas convectivas do período úmido (sobretudo durante o verão) que incidem sobre a área faz com que existam acumulados de precipitação e taxas de umidade significativamente altos, assim como uma diminuição das temperaturas, que são mais amenas no alto rio Doce como um todo (CUPOLILLO; ABREU; VIANELLO, 2008).

Excetuando-se o trecho do alto curso, onde incide um regime mesotérmico brando, com temperaturas médias de 10 a 15°C, e úmido, onde são observados de 1 a 2 meses de estiagem, a maior parcela do segmento estudado pode ser enquadrada como subquente. Esse regime apresenta temperaturas elevadas no verão e amenas no inverno, com temperaturas médias entre 15 e 18° em pelo menos 1 mês e úmido apresentando 3 meses de estiagem. No trecho mais a jusante do recorte, observa-se um regime subquente, com médias de temperatura entre 15 e 18° em pelo menos 1 mês (IBGE, 2002), todavia com um regime pluviométrico semiúmido com uma estação seca bem caracterizada, com a existência de 4 a 5 meses de estiagem (IBGE, 2002; CUPPOLILO, 2008). São observados períodos de deficiência hídrica (maio a setembro) e de excedente hídrico em 5 meses (novembro a março) do ano hidrológico, sendo considerados os meses de abril e setembro como transicionais do regime.

A Figura 23 representa as temperaturas mínimas, médias compensadas e máximas (°C) mensais das normais climatológicas de 1961-1990 das estações de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa, que são aquelas que apresentam uma maior proximidade a área estudada, embora as estações de Belo Horizonte e Ibirité não estejam situadas na bacia do rio Doce, todavia estão situadas próximo aos formadores e afluentes da bacia.

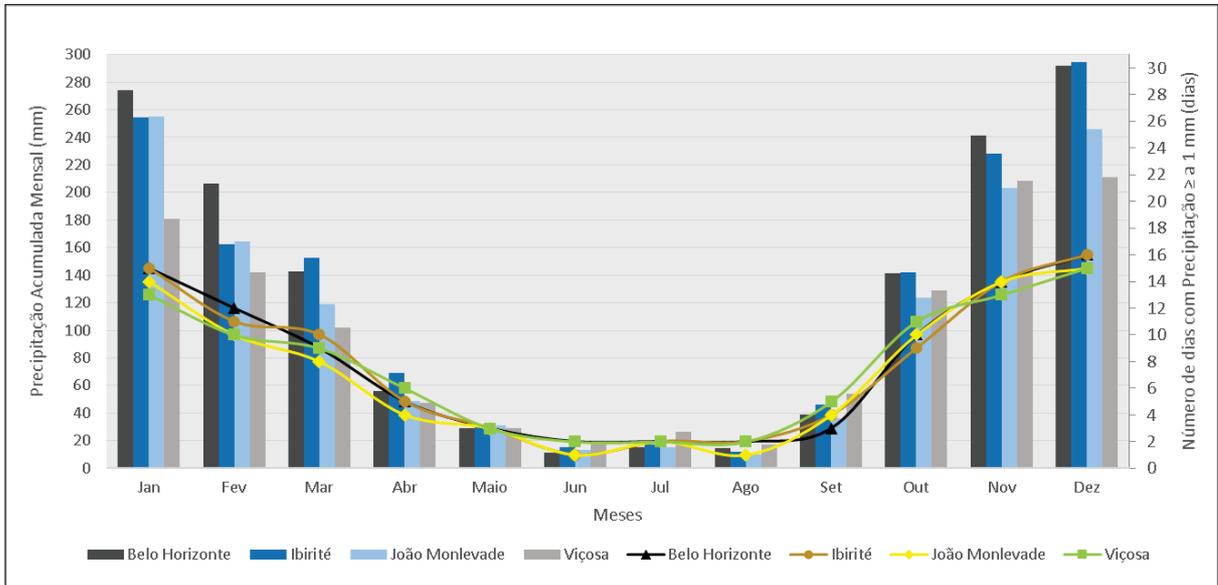
Figura 23 - Temperaturas mínima, média compensada e máxima mensal (°C). Normais climatológicas do Brasil 1961-1990 nas estações climatológicas de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa (MG)



Fonte: Adaptado de INMET (2017b) e MENDES (2018).

A Figura 24 representa a precipitação acumulada mensal referente as normais climatológicas de 1961-1990 das estações de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa. Na área em específico, é possível visualizar a individualização de dois regimes pluviais, um de estiagem que decorre de abril a setembro e o outro úmido, de outubro a março, o que é reiterado pela análise de Cupolillo (2008).

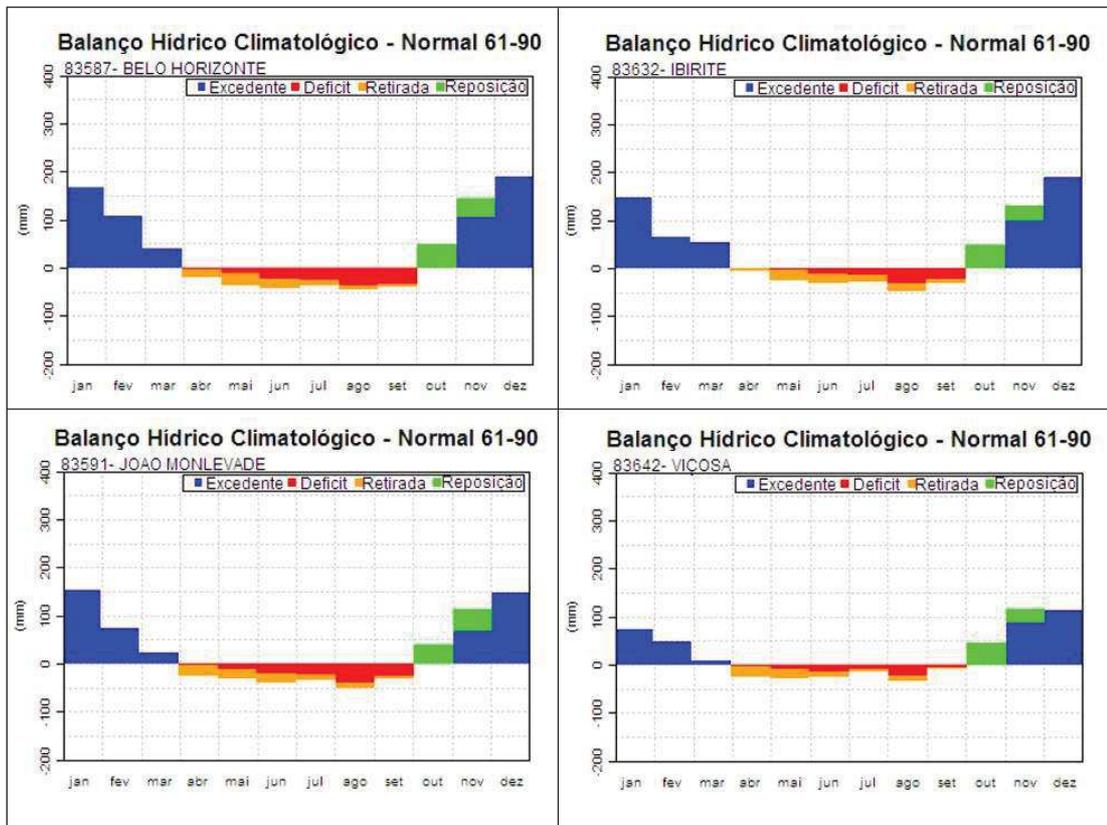
Figura 24 - Precipitação acumulada mensal - Normais climatológicas do Brasil 1961-1990 nas estações climatológicas de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa (MG)



Fonte: Adaptado de INMET (2017a) e MENDES (2018).

A Figura 25 representa os balanços hídricos climatológicos normais de 1961-1990 das estações supracitadas. Neles, é possível identificar a existência de excedente hídrico em 5 meses por ano, o que é condizente com o regime pluvial apresentado.

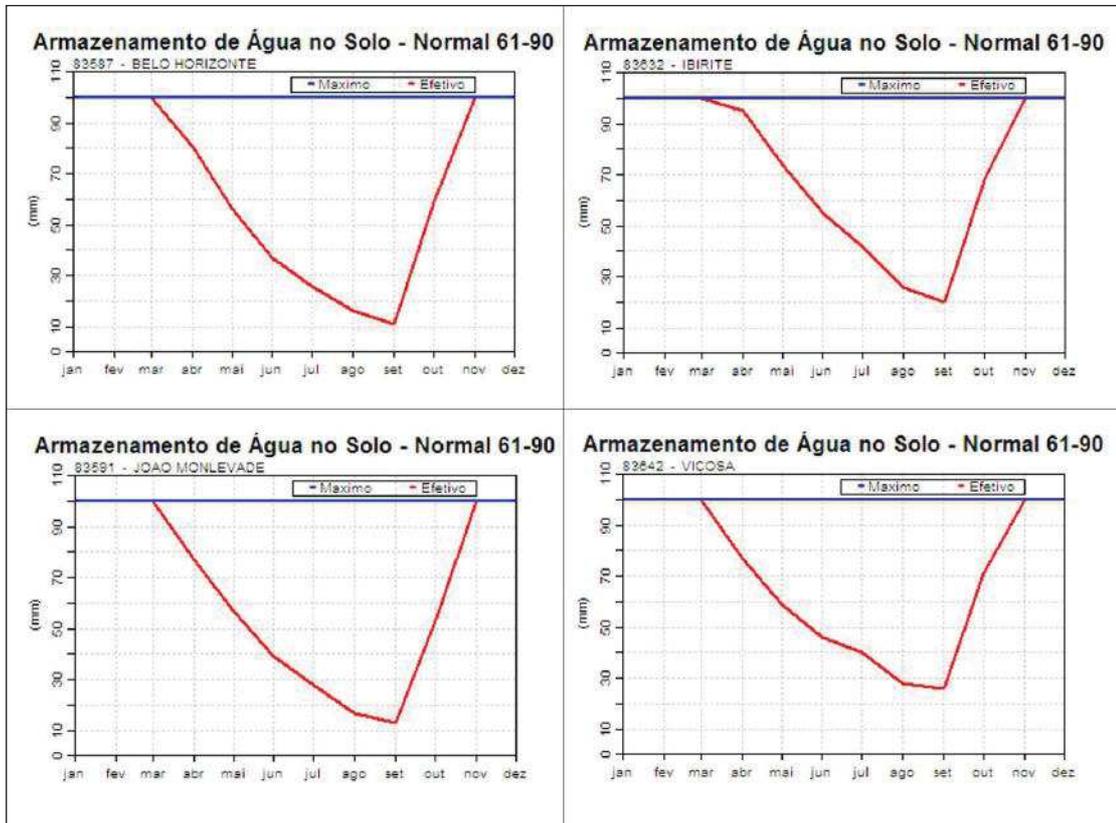
Figura 25 - Balanços Hídricos Climatológicos (Normal Climatológica 1961-1990) das estações de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa (MG)



Fonte: Adaptado de INMET (2018).

A capacidade de armazenamento de água no solo verificada nas normais climatológicas de 1961-1990 (FIGURA 26) demonstra um comportamento condicionado pelo regime pluviométrico. Observa-se um armazenamento máximo nos meses de excedente hídrico e um armazenamento efetivo, que estará à disposição das plantas para ser empregada por seu sistema radicular, diretamente atrelado a estação de estiagem, onde se dá a retirada e o consequente déficit, com um decréscimo se dando até que se atinja o pico negativo no mês de setembro, quando o déficit hídrico já perdura, essencialmente, por 5 meses. A partir do qual, com a reposição transcorrida a partir de outubro, com a instauração do regime úmido de um novo ano hidrológico, passa a crescer continuamente até alcançar novamente o máximo de armazenamento em novembro, quando as precipitações, principais portas de entrada da água no sistema, já foram capazes de proporcionar um excedente hídrico.

Figura 26 - Armazenamento de água no solo (Normal Climatológica 1961-1990) das estações de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa (MG)



Fonte: Adaptado de INMET (2019).

Esse comportamento faz com que as águas que adentram no sistema quando da recarga lixivem parcela dos constituintes que foram disponibilizados no ambiente para serem removidos a partir de reações químicas, em especial a hidrólise, ocorrida com os solventes que ficaram até então retidos no sistema. Isso desencadeia o enriquecimento químico das águas que se direcionam para o sistema fluvial quando da instauração do regime úmido. Com o aumento das vazões se dá o acréscimo da diluição, o que pode fazer com que esse enriquecimento não seja percebido ao longo do período úmido, se concentrando em seu início quando os elementos liberados pela hidrólise ainda permanecem no ambiente.

A carga química incorporada pelas águas percolantes está diretamente atrelada a composição do substrato. As rochas que compõem o substrato e que dão origem aos solos, e também aos rejeitos, apresentam diferentes mineralogias, granulometrias, durezas, entre outras características, que influenciam diretamente o que estará passível de ser disponibilizado pelo intemperismo no ambiente e, conseqüentemente, ser lixiviado (HUGGETT, 2007). Diante disso, a investigação das litologias da bacia hidrográfica possibilita a compreensão dos

materiais que são passíveis de serem disponibilizados no ambiente e influenciar a geoquímica das águas.

As áreas de lavra do complexo mineral, situadas nas proximidades dos interflúvios que separam a bacia do rio do Carmo e do Piranga, para quais se dirigiu o fluxo de lama, da bacia do rio Piracicaba, ambas integrantes da bacia do rio Doce, estão contidas no Domínio geológico-ambiental das sequências vulcanossedimentares proterozóicas dobradas, metamorfizadas de baixo a alto grau (MACHADO; SILVA, 2010).

Nesse domínio estão assentadas, especialmente, as Formações Ferríferas Bandadas do Grupo Itabira, integrante do Supergrupo Minas, e datadas do paleoproterozóico, que são objeto de exploração pelas mineradoras, visto que as camadas ferríferas apresentam depósitos de ferro que são economicamente exploráveis (COSTA, 2001). O material oriundo das formações ferríferas não passível de aproveitamento após o beneficiamento do minério é disposto em barragens de rejeito. A deposição das camadas que constituem as Formações Ferríferas Bandadas (FFB), de acordo com Winge et al. (2001-2019), teve o seu apogeu

[...] do Neoarqueano ao Paleoproterozóico, provavelmente devido ao enriquecimento em O₂ da atmosfera neste período o que levou a permanência de ferro em solução (Fe⁺²->Fe⁺³) e precipitação de colóides de hidróxidos ferruginosos em camadas alternadas com sílica coloidal no fundo dos mares daquelas épocas (WINGE et al., 2001-2019, n.p)."

O Grupo Itabira tem como principais litotipos os itabiritos, os dolomitos, os filitos e os xistos (CPRM, 2010). Os itabiritos do grupo são rochas bandadas metamorfizadas que alternam “[...] níveis milimétricos a centimétricos de hematita (magnetita) com níveis silicáticos, geralmente de quartzo” (WINGE et al., 2001-2020, n.p). O Quadro 5 apresenta a composição mineralógica das Formações Ferríferas Bandadas e o Quadro 6 evidencia a composição química dos minerais das FFB.

Quadro 5 - Composição mineralógica das Formações Ferríferas Bandadas

TIPOS DE FORMAÇÃO FERRÍFERA	COMPONENTES MINERALÓGICOS PRINCIPAIS	COMPONENTES ACESSÓRIOS
Itabirito comum	Hematita, martita, kenomagnetita, quartzo	Clorita, sericita, dolomita ferroana, caolinita, cianita, óxidos de Mn, sulfetos, apatita, pirofilita
Itabirito dolomítico	Martita, hematita, kenomagnetita, dolomita ferroana	Calcita, grunerita-cummingtonita, clorita, stilpnomelana, biotita, tremolita, actinolita, quartzo (chert), sulfetos, pirofilita
Itabirito anfibolítico	Martita, hematita, kenomagnetita, maghemita, grunerita-cummingtonita, tremolita, actinolita, quartzo.	Carbonato, talco, dolomita ferroana, egirina, biotita, Mg-riebeckita, kupferita, sulfetos

Hematita - filito	Hematita, sericita	Quartzo, clorita
Filito piritoso	Pirita, matéria carbonosa	

Fonte: Extraído de Rosière; Chemale Jr. (2000, p.31).

Quadro 6 - Composição química dos minerais que compõe as Formações Ferríferas Bandadas

Mineral	Fórmula química
Hematita	$\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$
Martita	Fe_2O_3
Kenomagnetita	$\text{Fe}_{3-x}(\)_x\text{O}_4$ $\text{Fe}^{2+}\text{Fe}_2^{3+}\text{O}_4$ to $(\text{Fe}^{3+}0.67\text{ }^{\square}0.33)\text{Fe}_2^{3+}\text{O}_4$
Quartzo	SiO_2
Clorita	$(\text{Mg,Al,Fe})_{12}[(\text{Si,Al})_8\text{O}_{20}](\text{OH})_{16}$
Sericita	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$
Dolomita ferroana	$\text{Ca}(\text{Mg,Fe})(\text{CO}_3)_2$
Caolinita	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$
Cianita	Al_2SiO_5
Óxidos de mg	MgO
Sulfetos	Classificação química de minerais com fórmula geral y-S
Apatita	$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F,Cl,OH})$
Pirofilita	$\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH,F})_2$
Grunerita-cummingtonita	$(\text{Mg,Fe}^{2+})_2(\text{Mg,Fe}^{2+})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ (cummingtonita) - $\text{Fe}^{2+}_7\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ (grunerita)
Stilpnomelana	$\text{K}(\text{Fe}^{2+},\text{Mg,Fe}^{3+})_8(\text{Si,Al})_{12}(\text{O,OH})_{27}$
Biotita	$\text{K}(\text{Mg,Fe}^{2+})_3[\text{AlSi}_3\text{O}_{10}](\text{OH,F})_2$
Tremolita	$\text{Ca}_2(\text{Mg,Fe}^{2+})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$
Actinolita	$(\text{Ca,Na})_2(\text{Mg,Fe}^{2+},\text{Al})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$
Maghemita	$\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$
Carbonato	CO_3
Talco	$\text{Mg}_3\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$
Egirina	$\text{NaFe}^{3+}\text{Si}_2\text{O}_6$
Mg-riebeckita	$\{\text{Na}_2\}\{\text{Mg}_3\text{Fe}^{3+}_2\}(\text{Si}_8\text{O}_{22})(\text{OH})_2$
Kupferita	$(\text{Si}_4\text{O}_{11}\text{OH})_2\text{Mg}_7$
Pirita	FeS_2

Fonte: Extraído de Luz e Lins (2008); Ceará (2020); Clout e Manuel (2020); CODEMGE (2020); CPRM (2020); Hudson Institute of Mineralogy (2020); UNESP (2020).

Recobrando parcela do Supergrupo Minas, está o Grupo Itacolomi, de idade paleoproterozóica, que abrange parcela do complexo minerário e tem como litotipos predominante os quartzitos, além de filitos e conglomerados. A jusante, onde foram instalados os reservatórios de armazenamento de rejeitos encontram-se litologias metamórficas (filitos, xistos, quartzitos e mármore dolomíticos) do Grupo Piracicaba, integrante do Supergrupo Minas, do paleoproterozóico. O canal afetado drena as rochas metamórficas do Grupo Dom Silvério, de idade paleoproterozóica, que tem como litologias representativas xistos, quartzitos ferruginosos e formações manganésíferas (CPRM, 2006). Tal grupo abrange a área da localidade Paracatu de Baixo, no município de Mariana, escolhida para a tomada de amostras de rejeito.

Intercaladamente ao Grupo Dom Silvério, o canal afetado drena terrenos mais antigos, no domínio geológico-ambiental das sequências vulcanossedimentares tipo greenstone belt, arqueana à mesoproterozóica (CPRM, 2006), nas quais figuram as rochas metamórficas do Grupo Maquiné e do Grupo Nova Lima, do Supergrupo Rio das Velhas. O Grupo Maquiné, de idade neoarqueana à mesoarqueana, tem como litotipos os metaconglomerados, xistos, conglomerados e filitos. O Grupo Nova Lima, neoarqueano à mesoarqueano, apresenta os litotipos filito, clorita xisto, rocha metavulcânica, anfíbolito, dolomito, metagrauvaca, quartzito e formação ferrífera.

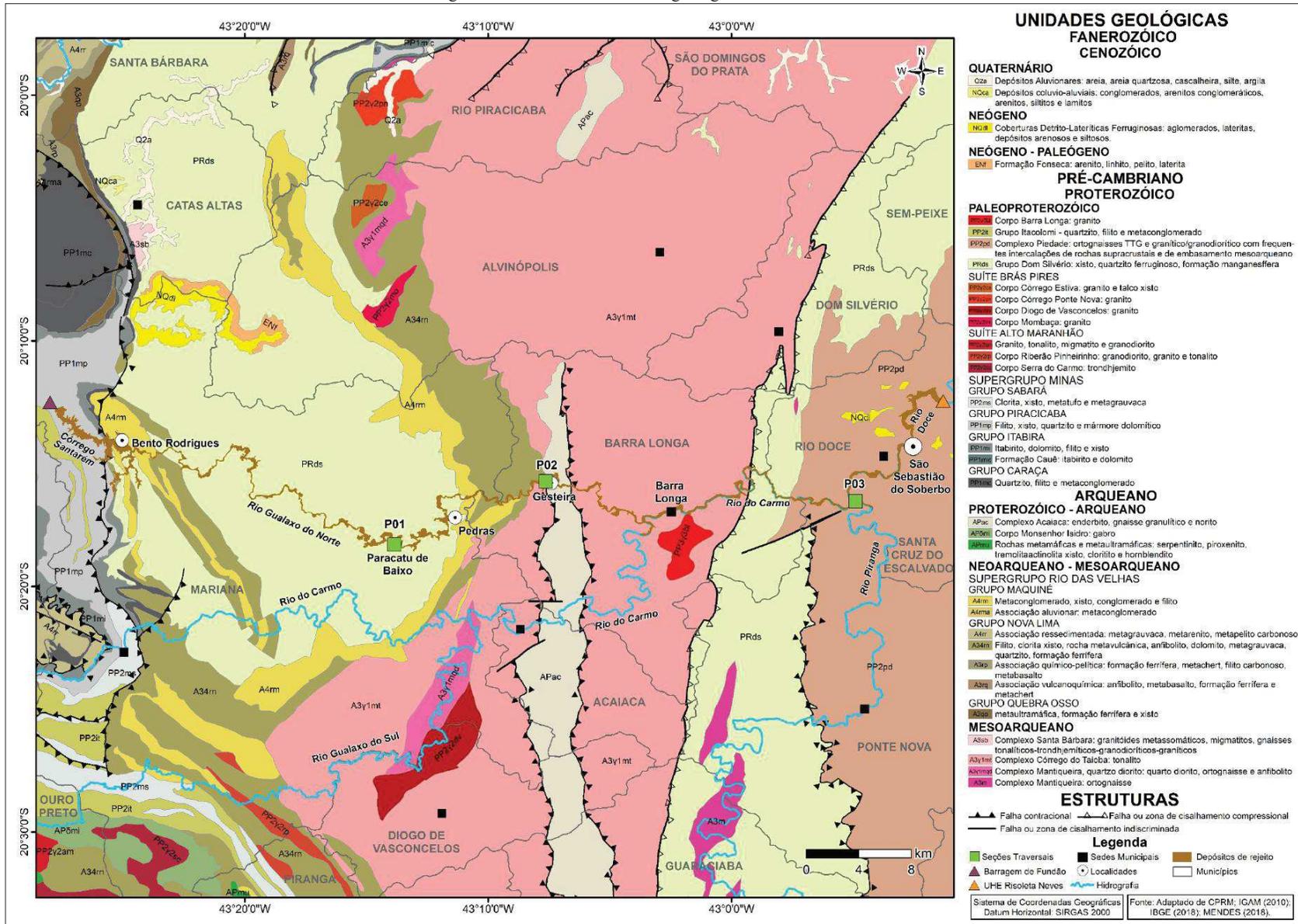
No município de Barra Longa, nas imediações do distrito de Gesteira, o canal passa a drenar sobre áreas do embasamento cristalino, no denominado domínio geológico-ambiental dos complexos granito-gnaiss-migmatítico e granulitos. Os litotipos constituintes desse domínio tem sua gênese atrelada a episódios tectônicos distintos que incidiram sobre rochas pré-existentes, que foram submetidas a pressões e temperaturas que desencadearam sua fusão total ou parcial (CPRM, 2006). Representativo desse domínio são os tonalitos do Complexo Córrego do Taioba, do mesoarqueano.

Delimitado por falhas, e limitado quase que integralmente pelo Complexo Córrego do Taioba, o Complexo Acaiaca, de idade proterozoica à arqueana, conta com os litotipos enderbito, gnaiss granulítico e tonalito, e é abrangido pelo domínio geológico-ambiental dos complexos granitóides intensamente deformados: ortognaisses (CPRM, 2006). No limite entre essas unidades foram alocados pontos de coleta. Nas imediações da sede urbana de Barra Longa aflora o corpo granítico denominado Corpo Barra Longa, do paleoproterozóico.

Após drenar novamente por litologias do Grupo Dom Silvério, adentra em terrenos do Complexo Piedade, do paleoproterozóico, incidentes no domínio geológico-ambiental do complexo granito-gnaiss-migmatítico e granulitos (CPRM, 2006). As litologias do complexo são ortognaisses TTG e granítico/granodirítico com frequentes intercalações de rochas supracrustais e embasamento mesoarqueano. A confluência dos rios Piranga e Carmo que dá origem ao rio Doce, onde procedeu-se a coleta de amostras, e a UHE de Risoleta Neves situam-se nessa unidade.

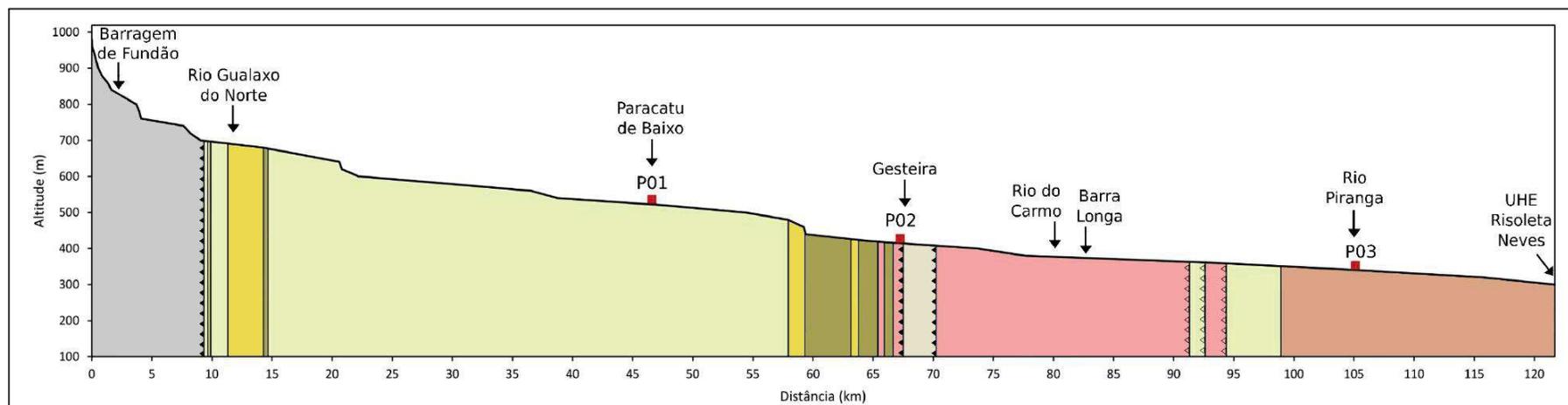
As unidades e estruturas geológicas existentes no recorte espacial adotado são demonstradas na Figura 27. A Figura 28 ilustra a conformação de perfil longitudinal esquemático onde observam-se as unidades litológicas e as estruturas atravessadas pelo corredor hídrico afetado pelo rompimento em seu percurso entre a barragem de rejeitos de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

Figura 27 - Unidades e estruturas geológicas na área de estudo



Fonte: organização da autora

Figura 28 - Perfil longitudinal esquemático representativo das unidades litológicas e estruturas geológicas atravessadas pelo corredor hídrico afetado pelo rompimento entre a barragem de rejeitos de Fundão e a UHE Risoleta Neves.



Fonte: organização da autora. Adaptado de CPRM; IGAM (2010); JAXA (2020).

LEGENDA:

■ Seções Transversais

ESTRUTURAS

—▲ Falha ou zona de cisalhamento compressional
—▲ Falha contracional

UNIDADES GEOLÓGICAS PRÉ-CAMBRIANO PROTEROZOÍCO

PALEOPROTEROZOÍCO

PP2pd Complexo Piedade: ortognaisses TTG e granítico/granodiorítico com frequentes intercalações de rochas supracrustais e de embasamento mesoarqueano

PRds Grupo Dom Silvério: xisto, quartzito ferruginoso, formação manganêsfera

SUPERGRUPO MINAS

GRUPO PIRACICABA

PP1mp Filito, xisto, quartzito e mármore dolomítico

ARQUEANO

PROTEROZOÍCO - ARQUEANO

APac Complexo Acaiaça: enderbita, gnaisse granulítico e norito

NEOARQUEANO - MESOARQUEANO

SUPERGRUPO RIO DAS VELHAS

GRUPO MAQUINÉ

A4rm Metaconglomerado, xisto, conglomerado e filito

GRUPO NOVA LIMA

A34m Filito, clorita xisto, rocha metavulcânica, anfíbolito, dolomito, metagrauvaca, quartzito, formação ferrífera

MESOARQUEANO

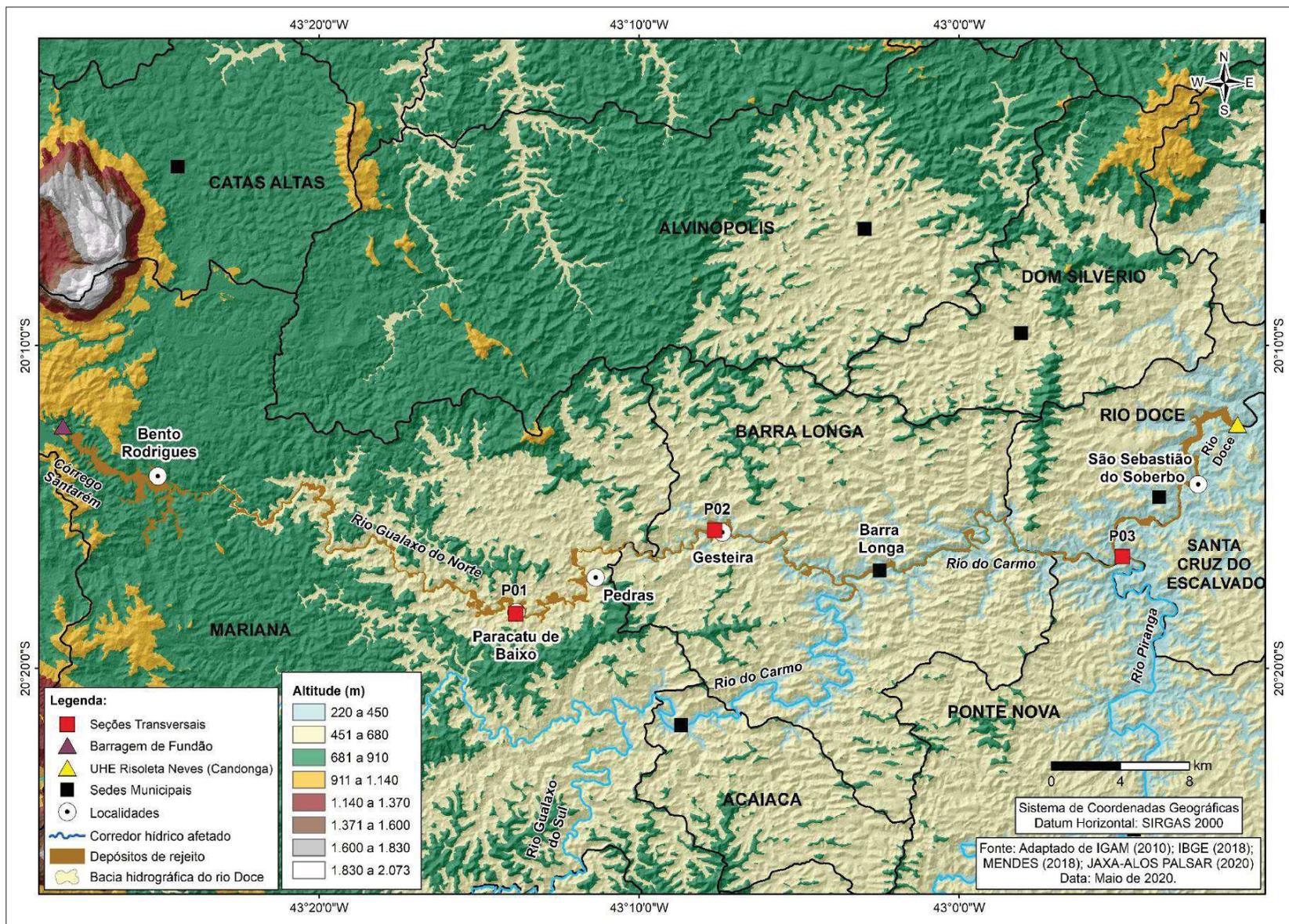
A3y1mt Complexo Córrego do Taioba: tonalito

As superfícies exibem altitudes que variam dos 2.000 m nos topos das serras do Quadrilátero Ferrífero, decrescendo até próximo dos 1.000 m em suas encostas declivosas, chegando próximo dos 900 metros nos interflúvios entre a bacia do Piranga/Carmo e a do rio Piracicaba. A barragem de Fundão e o subdistrito de Bento Rodrigues situam-se em altitudes que variam entre os 911 e 681 metros. O rio Gualaxo do Norte drena em áreas já rebaixadas pela erosão remontante do canal e de seus afluentes, em segmentos com altitudes que variam dos 680 aos 450 metros, nas quais situa-se a localidade de Paracatu de Baixo. Em Gesteira, são observadas altitudes dos 450 aos 220 metros, o que se prolonga até a UHE Risoleta Neves. A Figura 29 demonstra a hipsometria existente no recorte estudado.

A espacialização dos diferentes níveis de inclinação dos terrenos, que são dependentes diretamente dos tipos de rochas e estruturas geológicas existentes, auxilia o entendimento da conformação das superfícies na bacia de contribuição. Pode-se avaliar, associada a outras variáveis, a suscetibilidade erosiva, a possibilidade de mecanização para o desenvolvimento de atividades agrícolas, entre outras (EMBRAPA, 2018).

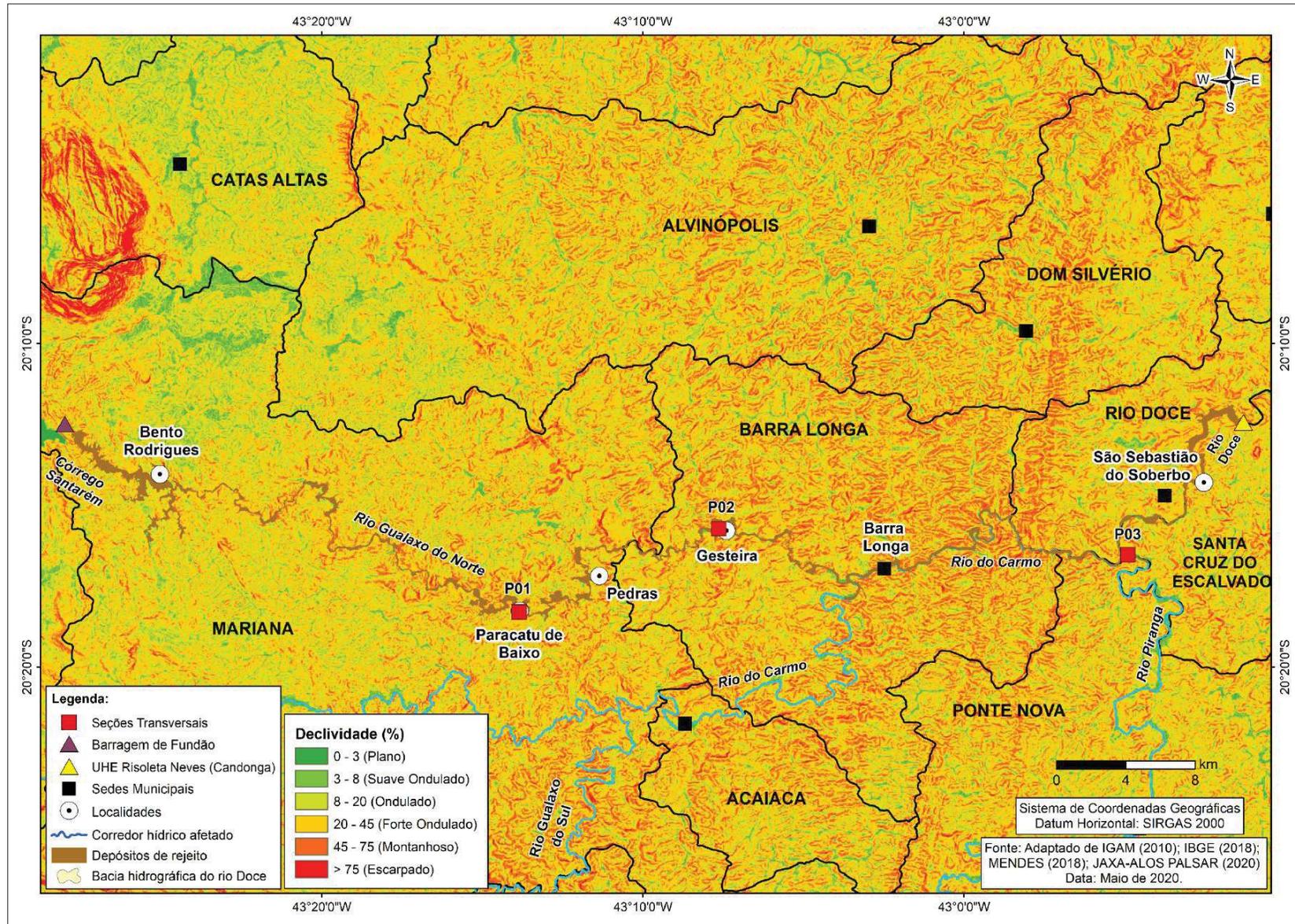
No recorte considerado, a classe de relevo forte ondulado (20-45%) vem a ser aquela que apresenta predomínio. As inclinações das vertentes tornam-se mais pronunciadas após a localidade de Paracatu de Baixo, o que fica mais evidenciado entre os municípios de Barra Longa e Rio Doce, onde estrutura de falhamento condiciona as declividades do setor, que apresenta maior quantitativo englobado pelas classe relevo montanhoso (45 a 75%). Observa-se a frequência das classes de relevo suave ondulado (3 a 8%) e plano (0 a 3%) nos fundos dos vales por onde drenam os canais fluviais de maior hierarquia e onde se desenvolveram planícies de inundação. A Figura 30 apresenta as declividades existentes no recorte espacial a partir das classes de declividade instituídas por (EMBRAPA, 2018).

Figura 29 - Hipsometria do recorte espacial elegido



Fonte: organização da autora.

Figura 30 - Declividades do recorte espacial elegido



Fonte: organização da autora.

A cobertura pedológica encontrada na área de estudo, em linhas gerais, é predominantemente composta por Cambissolos, Latossolos (Vermelhos e Vermelho-Amarelos), Argissolos (Vermelho-Amarelos) (UFV et al., 2010), assim como por Neossolos Flúvicos e Gleissolos, que ocorrem nas margens dos rios e nas planícies de inundação, e que habitualmente não aparecem nos levantamentos produzidos sobre área em função da generalização da escala de mapeamento.

Cabe destacar a cobertura pedológica predominante na região do Quadrilátero Ferrífero, apresenta solos pouco evoluídos, o que abarca a ocorrência de Cambissolos e Neossolos Litólicos (CARVALHO FILHO; CURI; SHINZATO, 2010) Neossolos Regolíticos e Plintossolos Pétricos ricos em ferro, se dando recorrente a ocorrência de afloramentos rochosos em determinadas áreas. Os solos relacionados as rochas ferríferas tem a característica marcante da ter a influência do material de origem em suas propriedades, que apresentam altos teores de óxidos de ferro e intensa cor vermelha (COSTA et al., 2014).

No recorte estudado, os solos caracterizam-se por uma tendência de predomínio de Latossolos nos topos de morro e encostas mais suavizadas. Os latossolos são solos bem desenvolvidos, onde o processo de latolização (ferratilização) evidencia-se, o que decorre da intemperização intensa dos minerais primários, assim como os secundários que apresentam menor resistência, onde se dá a concentração dos argilominerais de maior resistência e/ou dos óxidos de alumínio e ferro (EMBRAPA, 2018).

Os Cambissolos e os Argissolos são mais comuns em setores de relevo mais movimentado, sendo, portanto, mais suscetíveis à erosão, tendo esses ambientes uma maior fragilidade. Os argissolos, habitualmente, apresentam uma evolução avançada, contudo com uma incompleta atuação do processo de ferratilização (EMBRAPA, 2018). Sua ocorrência se dá, principalmente, nas áreas onde o relevo ondulado é predominante, com “superfície de topografia pouco movimentada, constituída por conjunto de colinas e/ou outeiros, apresentando declives moderados, predominantemente variáveis de 8% a 20% (EMBRAPA, 2018, p. 294).

Parcela considerável dos Cambissolos na área estudo são antigos Latossolos rejuvenescidos, não sendo solos pouco evoluídos conforme é posto em classificações. Nas classificações esses são solos onde a pedogênese pouco avançou, tendo havido o desenvolvimento da estrutura do solo com a alteração do material origem, onde são observadas a quase inexistência de resquícios da estrutura da rocha ou da estratificação dos sedimentos, além de “croma mais alto, matizes mais vermelhos ou conteúdo de argila mais elevado que o dos horizontes subjacentes” (EMBRAPA, 2018, p. 83). Esses solos são predominantes nos trechos que apresentam relevo forte ondulado e/ou montanhoso.

Os Neossolos Flúvicos e Gleissolos existentes nas margens dos rios e planícies de inundação foram os solos mais afetados pela deposição dos rejeitos, sendo necessário considerar as suas especificidades quando das proposições de manejo. Os Neossolos Flúvicos são solos minerais não hidromórficos que derivam de sedimentos aluviais quaternários, sendo constituídos por sobreposições de camadas aluviais que não possuem uma relação pedogenética entre si (EMBRAPA, 2020).

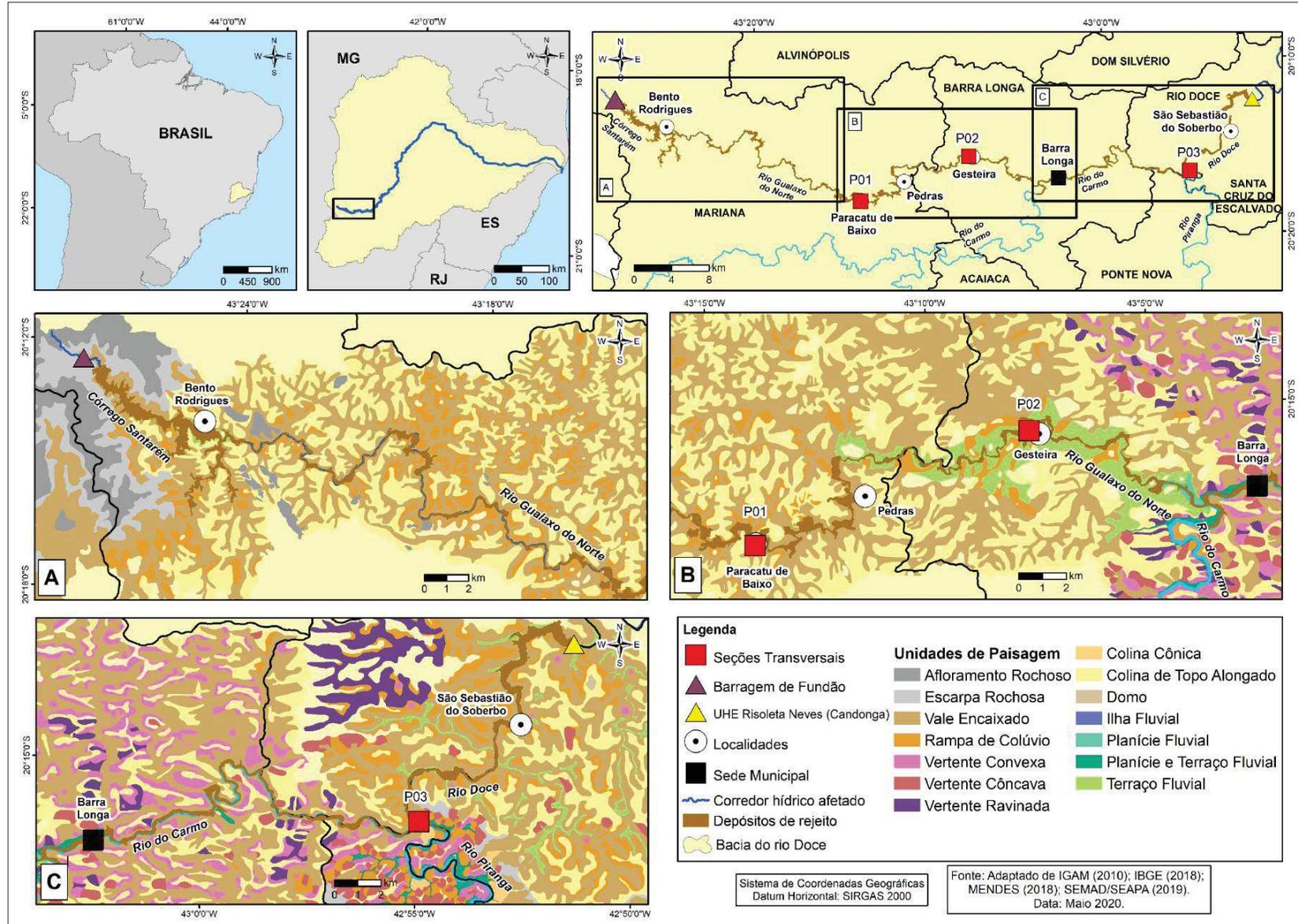
Os Gleissolos são solos hidromórficos que apresentam uma expressiva gleização, o que decorre “da intensa redução de compostos de ferro, em presença de matéria orgânica, com ou sem alternância de oxidação, por efeito de flutuação de nível do lençol freático, em condições de regime de excesso de umidade permanente ou periódico” (EMBRAPA, 2018, p. 84). Nas áreas com ocorrência de gleissolos, a presença constante de água altera o pH, resultando no aumento de seus níveis de acidez e, conseqüentemente, no comportamento dos elementos químicos em função do ambiente redutor.

Em escala de semidetalhe, o Zoneamento Ambiental Produtivo (ZAP) produzido governo do Estado de Minas Gerais para bacias consideradas estratégicas trouxe o mapeamento das denominadas unidades de paisagem. Entre as bacias abrangidas estiveram do Alto Doce, do Baixo Carmo, Baixo Piranga e Gualaxo do Norte, aquelas que foram diretamente afetadas pelo rompimento, no trecho compreendido entre a barragem de Fundão e a UHE de Risoleta Neves.

O mapeamento das unidades de paisagem parte da integração e do estabelecimento de correlações entre a geologia, o relevo e os solos das áreas. As unidades de paisagem, no levantamento, foram consideradas como uma síntese dos componentes dos meios físicos, o que abarca a geologia, o relevo e os solos, e suas integrações com meio biótico, que abrange a cobertura vegetal nativa, e o meio socioeconômico, palco das atividades antrópicas (MINAS GERAIS, 2016). A Figura 31 exhibe as unidades de paisagem mapeadas nos ZAP que abrangem a área estudada (MINAS GERAIS, 2020a, 2020b, 2020c, 2020d).

Entre as unidades mapeadas figuram afloramentos e escarpas rochosas no complexo minerário, sobretudo, onde encontram-se as áreas de lavra e as proximidades dos interflúvios das bacias dos rios Piranga/Carmo e do rio Piracicaba que compreendem paisagens antropogênicas. Tais feições estão assentadas sobre os substratos pertencentes ao Super Grupo Minas e ao Grupo Itacolomi, do paleoproterozóico e o Super Grupo Rio das Velhas, do neo ao mesoarqueano.

Figura 31 - Unidades de Paisagem mapeadas em Zoneamentos Ambientais Produtivos



Fonte: organização da autora.

Evidencia-se uma intercalação de colinas com topos alongados e vales encaixados, aos quais estão associadas rampas de colúvio, conformação essa que se estende por toda a área mapeada, sendo significativas nos setores sobre rochas do Grupo Dom Silvério e do Complexo Piedade, do paleoproterozóico. As colinas de topo alongado e os vales encaixados figuram como as unidades mais expressivas em termos de área total nos levantamentos.

Essa conformação é corroborada pelas declividades evidenciadas nesse segmento que variam, essencialmente, 20 a 45% (forte ondulado) nos vales e 8 a 20% (ondulado) nos topos alongados. Nas áreas de ocorrência de rampas de colúvio são observadas declividades mais acentuadas. No município de Barra Longa, são evidenciadas vertentes convexas atreladas a topos alongados e vales encaixados. As declividades das vertentes ficam mais evidenciadas nos vales que drenam a referida área, sobre rochas do embasamento cristalino, onde foram mapeadas vertentes com ravinamento.

O percentual representado pela unidade de paisagem vales encaixados denota o controle estrutural existente na drenagem do recorte. Controle esse que condicionou a deposição do material detrítico pelos canais afetados. Em trechos com maior controle, como o segmento situado ente Bento Rodrigues e Paracatu de Baixo, onde, por vezes, foi impossibilitado o desenvolvimento de planícies de maior expressão, e conseqüentemente de áreas deposicionais aptas a armazenar os rejeitos movimentados pelo sistema fluvial.

Na área urbana de Barra Longa, quando da confluência do rio Gualaxo do Norte com o Rio do Carmo e em segmentos a jusante, fica evidenciada a existência de planícies fluviais, ambientes altamente afetados pela deposição dos rejeitos e suas eventuais remobilizações e redeposições. Foi registrada a existência de terraços fluviais no distrito de Gesteira, até as proximidades da sede urbana de Barra Longa, o que auxilia no entendimento das áreas mais aplainadas nas adjacências do canal que foram afetadas pela deposição do material detrítico transportado pelo vale.

A bacia do rio Doce situa-se sobre os biomas Mata Atlântica e Cerrado. A Mata Atlântica é o bioma majoritário, com exceção de porções próximas aos interflúvios ao norte e noroeste da bacia (IBGE, 2019). O recorte avaliado está abrangido no bioma Mata Atlântica, estando a vegetação altamente antropizada, tendo sido parcela significativa da cobertura arbórea original suprimida, o que deu espaço a pastagens.

Na classificação de vegetação do IBGE (2012), que visa agrupar características florísticas, fisionômico-ecológicas e fitossociológico-biológicas, as coberturas nativas da área foram classificadas como Florestas Estacionais Semidecíduais, formações onde as folhagens apresentam semidecidualidade em decorrência da estacionalidade do clima. No conjunto

florestal das florestas estacionais semidecíduais, habitualmente a porcentagem de árvores que perdem as folhas são de 20 a 50% (IBGE, 2012).

Exceção a isso se dá diante da ocorrência de savanas. Nas áreas de maior altitude, onde situam-se os interflúvios e adjacências é observada Savana Parque (Campo Sujo de Cerrado), que tem predominância do estrato graminoide (IBGE, 2012). No trecho de maior magnitude dos danos, nos primeiros quilômetros do canal pelos quais o rejeito galgou, é possível notar nas adjacências a intercalação de Floresta Estacional Semidecidual e Savana Gramíneo-Lenhosa (Campo Limpo de Cerrado). Essa última, quando natural, apresenta áreas gramadas mescladas a plantas lenhosas raquíticas (IBGE, 2012). Essa conformação permite a verificação de disjunções ecológicas, onde repetições em pequena escala de coberturas vegetais típicas de outra região se inserem na região fitoecológica dominante, o que advém da localização próxima a áreas de contato.

A bacia do rio Doce possui uma população estimada, segundo os dados do Censo Demográfico 2010 (Grade Estatística), de 3.240.720 habitantes. Esse quantitativo equivalendo a 1,7 % da população brasileira vivendo em seus limites. O estado de Minas Gerais concentra 85% da população, que se encontra distribuída irregularmente pelos 201 municípios que fazem integral ou parcialmente parte da bacia (IBGE, 2016). A população nos municípios em que se situa o recorte espacial adotado é representada na Tabela 3.

Tabela 3 - Quantitativo de habitantes nos municípios considerados no recorte espacial adotado segundo o censo demográfico de 2010

Município	Estado	Total (2010)	Urbana	%	Rural	%	Estimativa (2019)
Mariana	MG	54.219	47.642	87,9	6.577	12,1	60.724
Barra Longa	MG	6.143	2.313	37,7	3.830	62,4	5.131
Rio Doce	MG	2.465	1.653	67,1	812	32,9	2.610
Santa Cruz do Escalvado	MG	4.992	1.730	34,7	3.262	65,3	4.758

Fonte: IBGE(2020a).

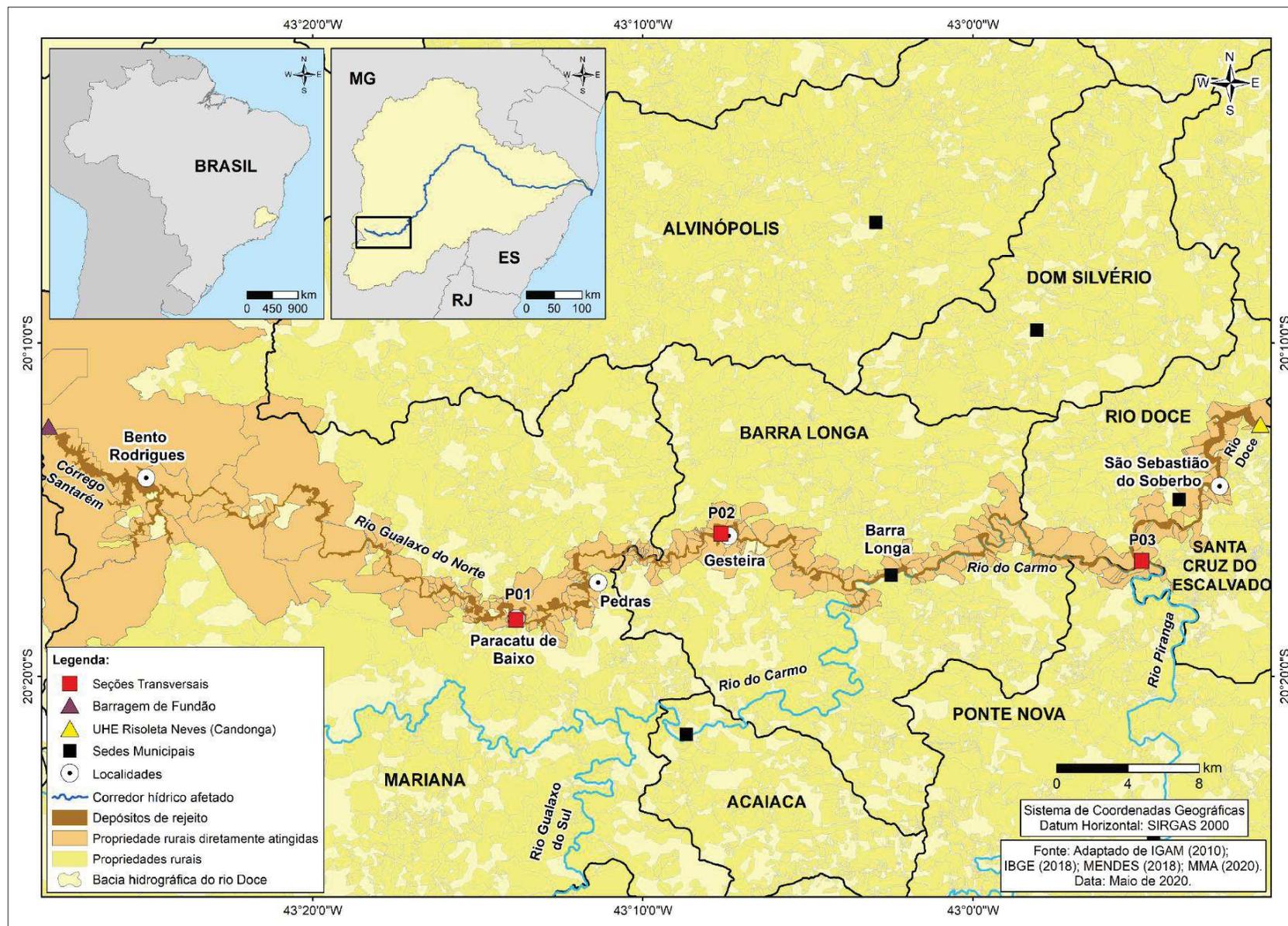
A predominância das atividades econômicas desenvolvidas nos municípios diretamente atingidos pelo fluxo de lama no trecho considerado difere, essencialmente, entre o município de Mariana e os demais. No município de Mariana, as indústrias extrativas, em 2017, figuravam como as atividades econômicas predominantes, ao passo que em Barra Longa, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado prevaleceram o misto de administração, defesa, educação, saúde pública e seguridade social (IBGE, 2020b).

A dependência econômica de Mariana da indústria extrativa se evidencia quando da observação da contribuição do setor para o Produto Interno Bruto (PIB) do município, o que perfaz 56,24% do valor bruto adicionado a preços correntes (IBGE, 2017). Essa dependência da atividade minerária remonta a séculos e advém da disponibilidade de minérios passíveis de serem explorados.

Palco do desastre e consideradas como de menor importância pelos agentes gerenciadores do desastre, conforme demonstrado por Mendes (2018), estão as propriedades rurais existentes na área selecionada. Suas delimitações constam no Cadastro Ambiental Rural (CAR), instituído pela Lei Federal 12.651/2012 (Código Florestal Federal) como um registro obrigatório para imóveis rurais (MAPA, 2020) que visa integrar informações ambientais de propriedades rurais para fins de planejamento, controle e monitoramento ambiental (BRASIL, 2012).

As propriedades rurais inscritas no CAR que estão situadas nos municípios de Barra Longa, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado caracterizam-se em termos quantitativos, majoritariamente, como pequenas propriedades, conforme é discriminado Lei 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, com até 4 módulos fiscais (BRASIL, 1993). As grandes propriedades, com mais de 15 módulos fiscais, situam-se no município de Mariana, sendo coincidentes com as áreas exploradas pelas grandes mineradoras. A Figura 32 demonstra a espacialização das propriedades rurais inscritas no CAR no recorte, dando destaque as propriedades que se situam nas margens do canal afetado e que foram diretamente atingidas, tendo havido a deposição de material e a conseqüente construção de depósitos tecnogênicos.

Figura 32 - Propriedades rurais constantes no Cadastro Ambiental Rural (CAR) no recorte espacial selecionado, com destaque para aquelas que estiveram no caminho da lama



Fonte: Organização da autora

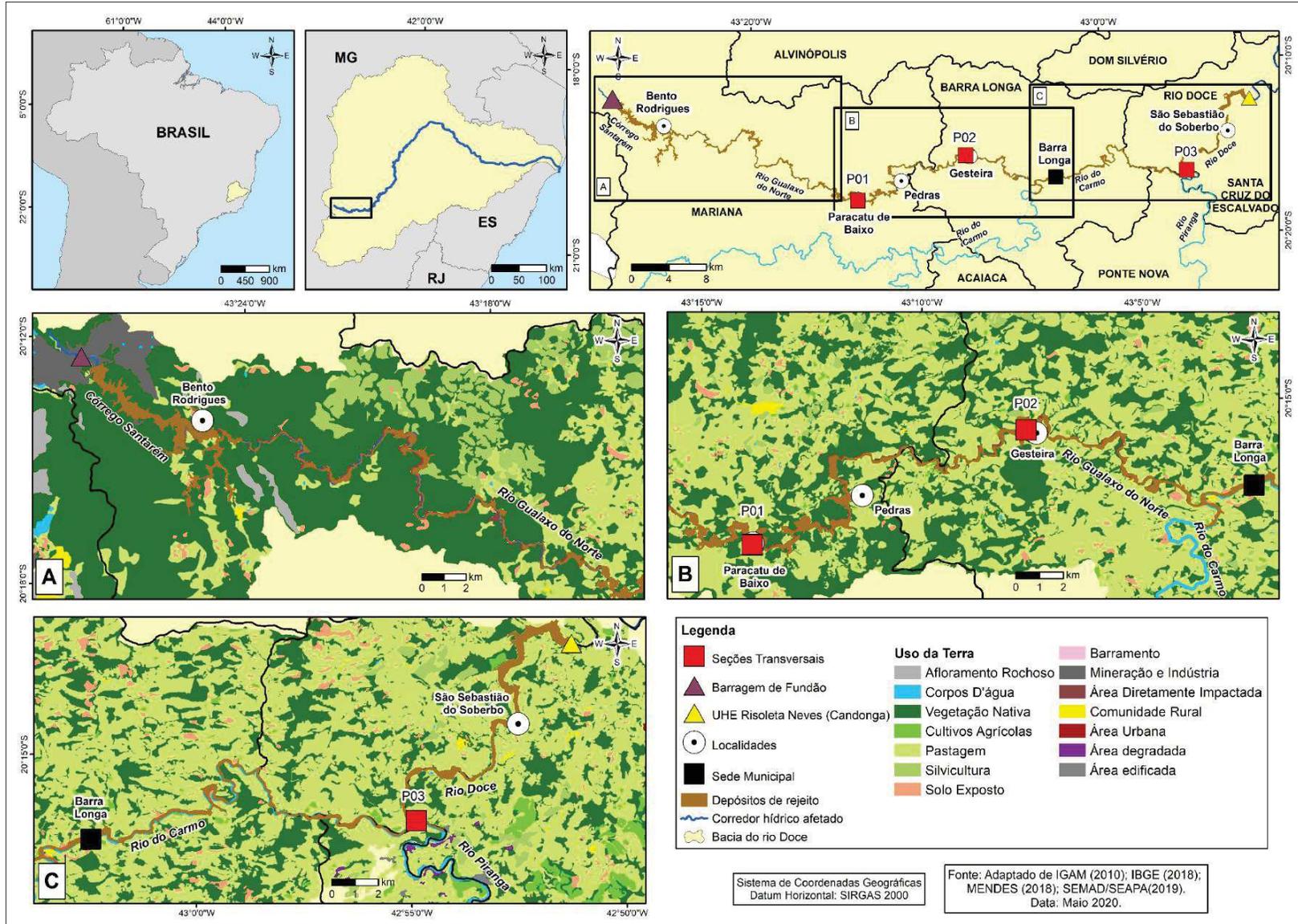
No Zoneamento Ambiental Produtivo supramencionado (MINAS GERAIS, 2020a, 2020b, 2020c, 2020d), foram levantados os usos da terra na parcela das bacias hidrográficas diretamente atingidas pelo rompimento (FIGURA 33). Nos trechos a montante, predomina a vegetação nativa, a exceção do complexo minerário, que ocasionou alterações consideráveis no uso e cobertura da terra, ficando evidenciado o uso para atividades minerárias e indústrias relacionadas. Nota-se segmento expressivo de silvicultura (eucaliptos predominantemente) instalado entre fragmentos de mata em trecho entre o subdistrito de Bento Rodrigues e Paracatu de Baixo, no município de Mariana.

Nas proximidades de Paracatu de Baixo, já é nítida a ocorrência de pastagens, que são a classe de uso de maior extensão no levantamento, e que está diretamente atrelada a atividade agropecuária desenvolvida. Há porções com fragmentos de mata de extensões variadas, que resistiram as práticas de manejo adotadas ao longo das décadas pelos proprietários e posseiros nas propriedades rurais. Em áreas com o predomínio de pastagens, verifica-se a ocorrência de solos expostos, o que remete a intensificação de seu uso, que ocasiona diferentes níveis de degradação. A exposição dos solos, em específico, favorece o acréscimo do carreamento de sedimentos para os vales em decorrência da retirada da cobertura vegetal.

A existência de cultivos agrícolas se dá esparsamente, se estendendo por pequenas áreas contíguas, estando inseridas em setores que apresentam inclinações moderadas. Essa conformação se deve ao tamanho das propriedades rurais existentes, que, conforme mencionado, se caracterizam como pequenas propriedades, com até 4 (quatro) módulos fiscais. Uma maior concentração de propriedades agrícolas se dá no município de Santa Cruz do Escalvado, que tem o maior percentual das receitas brutas atrelado à agropecuária dos municípios considerados (IBGE, 2017).

É curioso notar como o caso considerado expõe a necessidade de se tratar o planejamento ambiental dessas paisagens adotando como recorte espacial a bacia hidrográfica, o que é preconizado pela política ambiental. A atividade econômica predominante desenvolvida no município situado nas cabeceiras de bacia trouxe passivos ambientais significativos para além de seus limites territoriais. Os municípios considerados que não tem históricos expressivos de atividade minerária foram severamente afetados sem ao menos terem participação considerável no bônus gerado pela atividade, ficando apenas com o ônus gerado pelo desastre.

Figura 33 - Usos da terra na área de estudo



Fonte: Organização da autora

7 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A necessidade de se promover uma melhor organização das atividades a serem executadas no decorrer da construção desta pesquisa motivou a opção por dividi-las em etapas, as quais consistiram nas tarefas desenvolvidas em gabinete, em campo e em laboratório.

Em gabinete, foram elaborados os planejamentos referentes as etapas de campo e de laboratório que viriam a ser desenvolvidas. Da mesma forma, foi realizada pesquisa documental de relatórios técnicos produzidos por entes ligados as mineradoras e a órgãos de fiscalização e controle governamentais, artigos científicos e teses e dissertações que versassem sobre o rompimento da barragem de Fundão e seus múltiplos desdobramentos para o ambiente. Foram compilados referenciais que balizassem as discussões teórico-metodológicas empreendidas, o que abarca assuntos relativos à interação entre as águas meteóricas e fluviais e as coberturas superficiais, geoquímica, manejo de rejeitos, entre outros.

Foram levantados e tratados dados secundários, tais como as características físico-químicas dos rejeitos, a extensão e a profundidade da deposição, a composição químicas do minerais e rochas, a conformação do relevo, a cobertura pedológica, o uso e ocupação da terra, dentre outros, que subsidiaram a produção de diagnóstico socioambiental do recorte espacial elegido e, por vezes, da bacia hidrográfica do rio Doce em sua totalidade. Isso possibilitou o entendimento, em linhas gerais, dos elementos existentes e dos processos atuantes na paisagem degradada. A utilização de técnicas de geoprocessamento permitiu a obtenção, o tratamento e a espacialização de dados físicos, bióticos e socioeconômicos, algo de suma importância a se considerar.

A etapa de campo iniciou-se com o planejamento, realizado em gabinete, de como se daria a realização das campanhas de campo exploratórias para o reconhecimento das áreas de interesse e as campanhas para a coleta de amostras.

A fase de reconhecimento (campo exploratório) da área afetada pelo rompimento ocorreu nos dias 7 e 8 de abril de 2018, e permitiu que fosse, minimamente, apreendida a extensão da deposição, assim como as ações empreendidas pelos gestores no pós-desastre. Aliado a isso, houve a oportunidade ímpar de se visualizar como se dão os múltiplos arranjos nas paisagens da bacia e dos vales afetados, onde se estabeleceram as populações que foram afetadas pelo rompimento.

As campanhas de campo que tinham como objetivo a coleta de amostras tiveram o seu planejamento embasado pelas informações levantadas no campo exploratório e em dados secundários previamente levantados. Averiguações *in loco* permitiram uma caracterização

preliminar dos depósitos, no que se refere ao encontro de setores com condições previamente estabelecidas, as quais foram, essencialmente, que as intervenções pós-rompimento deveriam ser diminutas. Dado o reconhecimento das áreas propícias a realização das coletas, onde foi feita a seleção das secções transversais, nas quais foram alocados pares de pontos de amostragem e procedeu a coleta de amostras dos depósitos tecnogênicos formados.

Para a realização da coleta de amostras dos depósitos tecnogênicos foi realizada campanha de campo em 28 e 29 de setembro de 2018, na qual procedeu-se a coleta em seis pontos amostrais que foram selecionados alocados nas três secções transversais alocadas no trecho do corredor hídrico elegido para o desenvolvimento desse estudo. Os pontos situam-se em três localidades afetadas, sendo elas Paracatu de Baixo (Mariana-MG), o distrito de Gesteira (Barra Longa-MG) e na confluência entre os rios Piranga e Carmo (Rio Doce/Santa Cruz do Escalvado-MG).

7.1 AS SEÇÕES TRANSVERSAIS E OS PONTOS AMOSTRAIS

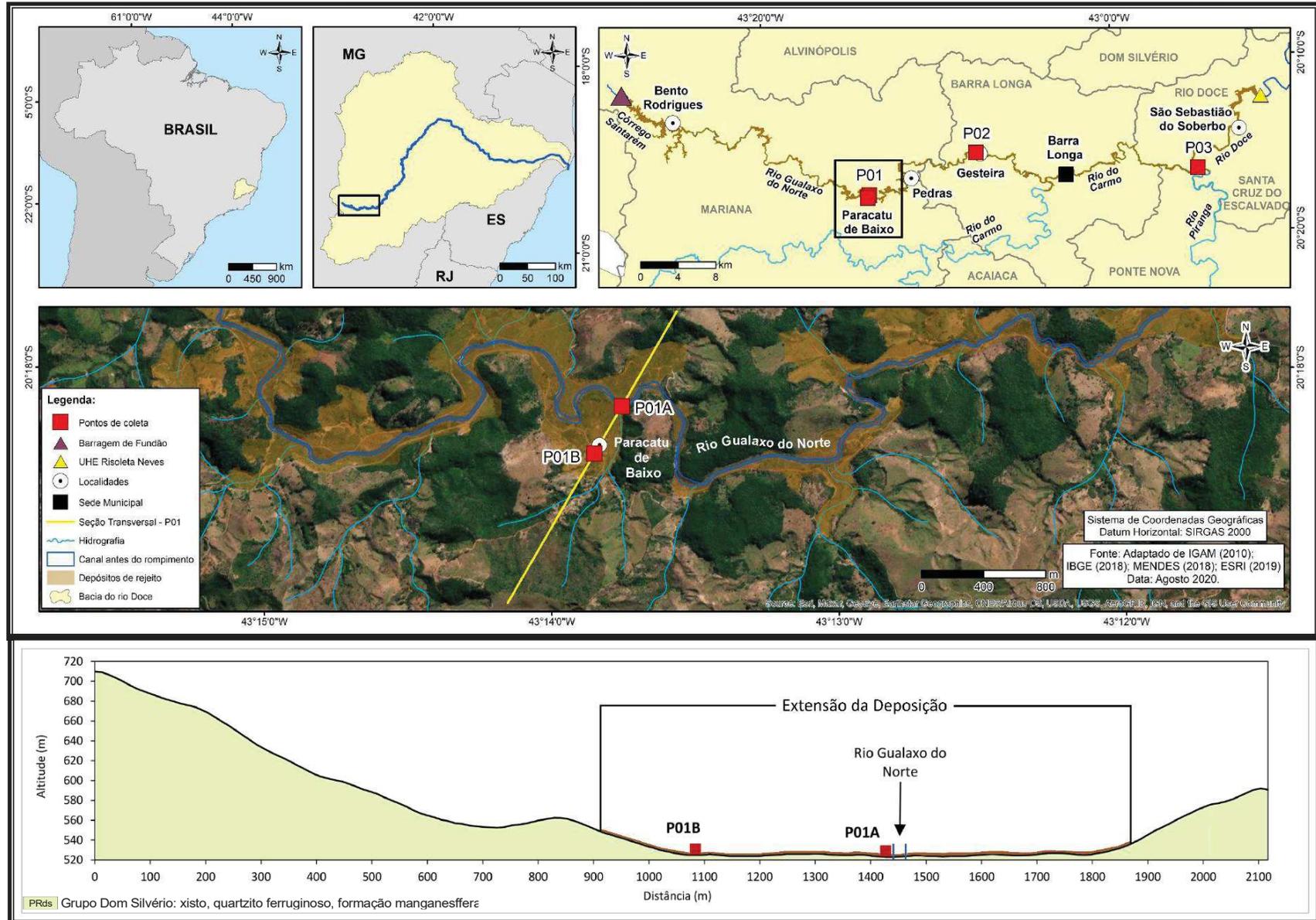
A seleção das secções transversais onde se daria a alocação dos pontos amostrais e a coleta de material detritico considerou a acessibilidade para a realização da tomada das amostras, o que resultou na coleta de amostras nas proximidades de áreas que dispunham de vias de acesso. Suas posições no perfil longitudinal foram consideradas, uma vez que o complexo arranjo da deposição, que é condicionada por controles geomórficos e hidrodinâmicos, associada a competência e capacidade do canal para transportar a carga sedimentar disponibilizada com o rompimento influencia a extensão dos depósitos.

Nessa lógica, os pontos amostrais elegidos para a coleta de amostras em cada seção transversal selecionada são pares de uma mesma seção. Suas posições nas secções permitem entender como a proximidade e o distanciamento do canal, e como os seus diferentes níveis de interações periódicas podem influenciar o comportamento da carga química oriunda dos materiais tecnogênicos depositados que é lixiviada e direcionada ao sistema fluvial.

7.1.1 Seção Transversal P01

Na localidade de Paracatu de Baixo, um subdistrito de Monsenhor Horta, no município de Mariana (MG), uma das localidades mais atingidas, foram coletadas as amostras P01A e P01B (FIGURA 34).

Figura 34 - Perfil esquemático e seção transversal onde estão os alocados os pontos de amostrais P01A e P01B na localidade de Paracatu de Baixo, Mariana (MG)



Fonte: Organização da autora

Associada à sua posição no perfil longitudinal do canal afetado, distando cerca de 43,5 km de Fundão, estão alguns dos controles geomórficos e hidrodinâmicos, que condicionaram a deposição. Dentre eles destacam-se a existência de ruptura de declive conhecida como Cachoeira de Paracatu. Feição situada a jusante do subdistrito, e que foi responsável por condicionar a deposição a montante, uma vez que o encaixamento do rio dificultou o espraçamento da deposição, o que desencadeou sua retenção em segmentos a montante do canal.

Acresce a isso a localização da comunidade em setor da bacia onde há a ocorrência de tributário da margem direita do rio Gualaxo do Norte. Levando em considerando o controle hidrodinâmico exercido pelas confluências na deposição, uma vez que desencadeia mudança nos fluxos quando do encontro dos canais, o que as fazem áreas propícias à deposição.

O ponto amostral P01A situa-se na planície de inundação do rio Gualaxo do Norte, em perfil exposto por erosão linear de escoamento superficial concentrado nas proximidades da margem direita do canal (FIGURA 35). Observa-se a existência de incisão vertical de 1,10 metros sobre os rejeitos. Com levantamento por tradagem foi possível verificar a espessura do pacote sedimentar antropogênico como sendo de 2 metros.

Figura 35 - Ponto de coleta P01A

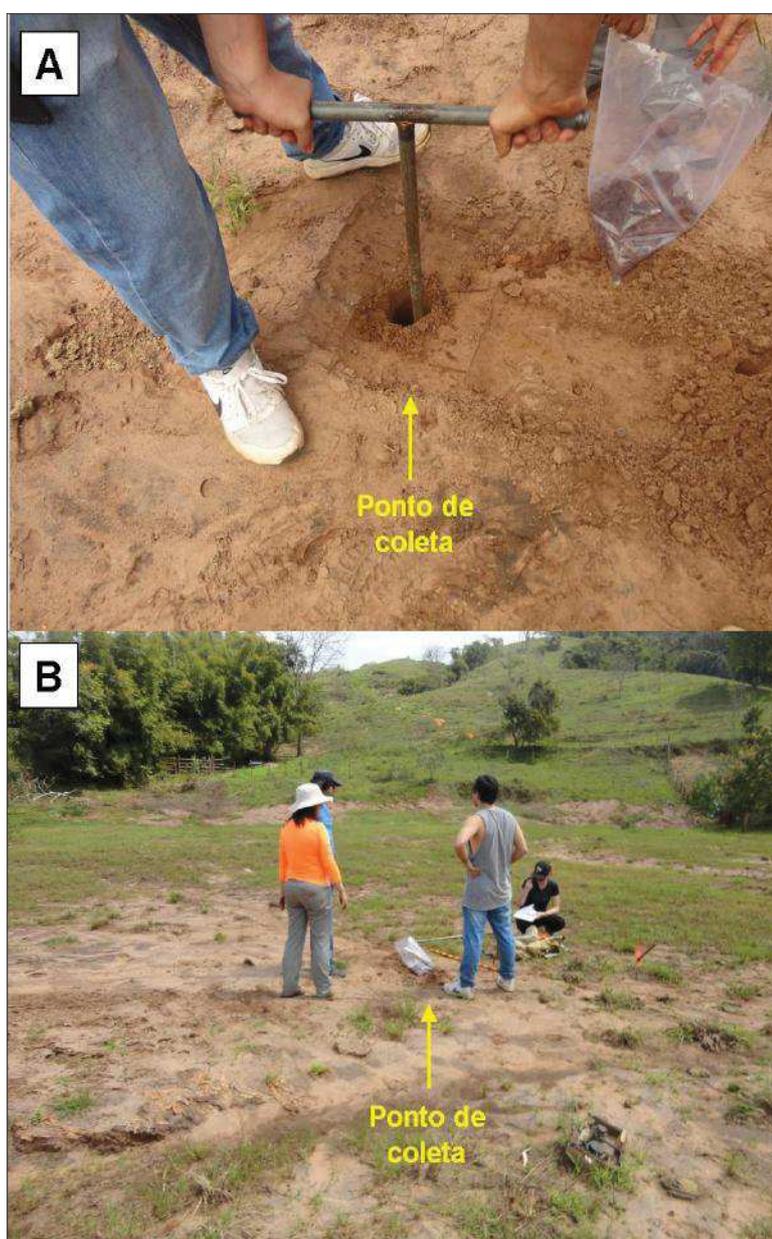


Nota: Sulco erosivo escavado nos depósitos tecnogênicos existentes na margem direita do rio Gualaxo do Norte, na localidade de Paracatu de Baixo, Mariana (MG).

Foto: Própria autora.

O ponto de coleta P01B, está situado entre a estrada que dá acesso a Paracatu e a base da vertente, essa contabilizada a partir do contato entre os materiais tecnogênicos oriundos do rompimento e os materiais eluviais e coluviais da encosta. O ponto encontra-se alocado a 42 (quarenta e dois) metros da nova base da vertente (FIGURA 36.B). A coleta foi realizada a partir de tradagem (FIGURA 36.A), a qual permitiu a identificação de nível freático suspenso, atingido a menos de 60 cm da superfície, onde material depositado permanecia submetido a condições de redução, o que tende a influenciar diretamente a geoquímica de seus componentes.

Figura 36 - Ponto de coleta P01B



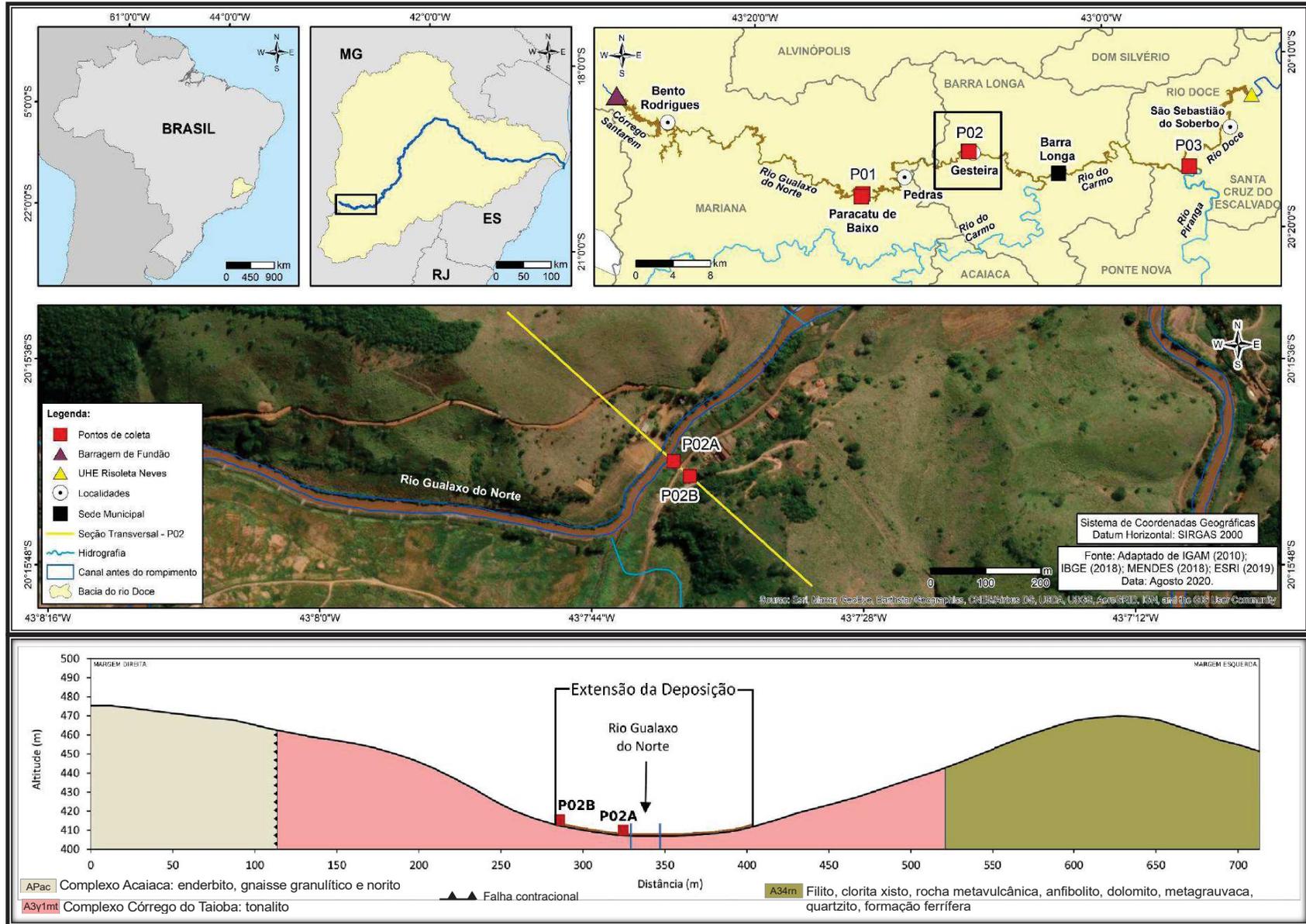
Nota: (B) Ponto de coleta situado em superfície aplainada distando 46 metros da base da vertente.

Fotos: Própria autora.

7.1.2 Seção Transversal P02

No distrito de Gesteira, no município de Barra Longa (MG), foram coletadas amostras nos pontos P02A e P02B. A seção transversal considerada e seu par de pontos de amostragem situam-se em segmento onde se dá o estreitamento do vale, o que decorre do controle geomórfico exercido por falha contracional, havendo também um controle hidrodinâmico exercido por uma confluência existente a montante (FIGURA 37).

Figura 37 - Perfil esquemático e seção transversal onde estão os alocados os pontos de amostrais P02A e P02B no distrito de Gesteira, Barra Longa (MG)

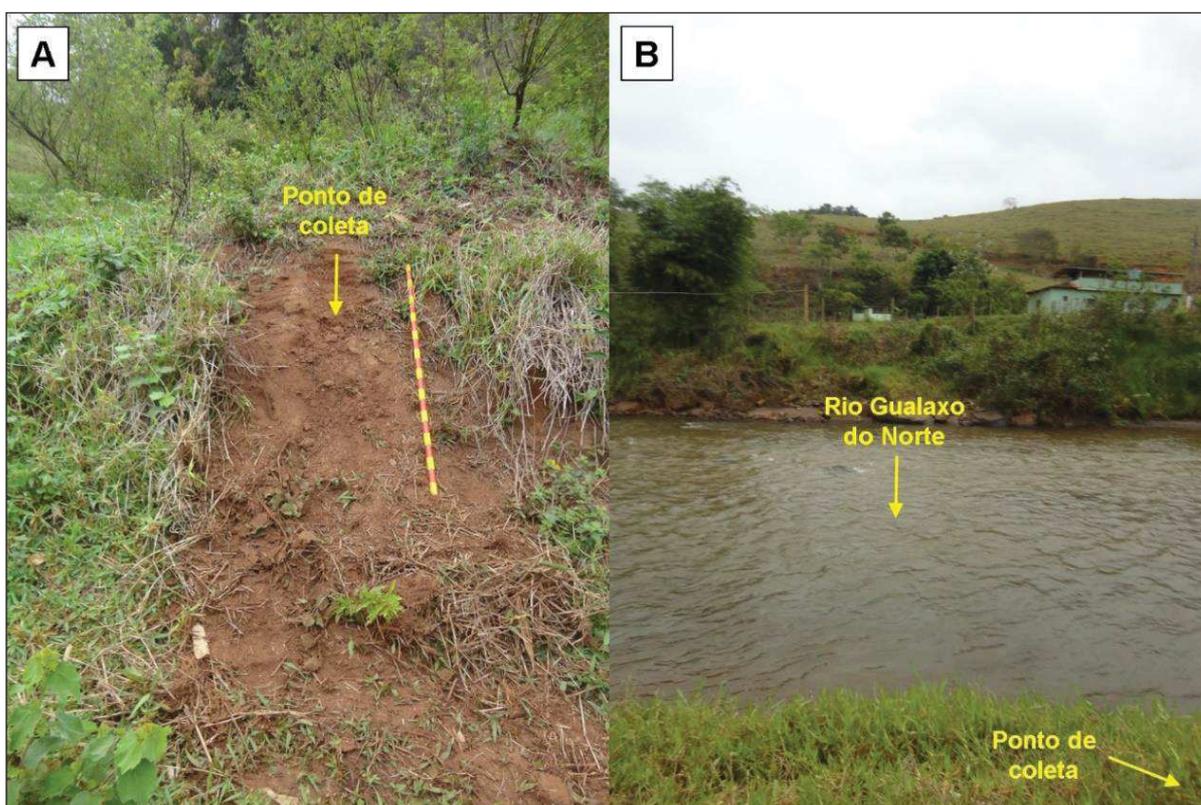


Fonte: Organização da autora.

A escolha da seção transversal e a alocação dos pontos amostrais foi determinada por observação visual, em que se priorizaram setores onde as intervenções empreendidas pela Fundação Renova para o manejo dos rejeitos eram menos expressivas.

O ponto amostral P02A localiza-se em perfil exposto na margem direita do rio Gualaxo do Norte (FIGURA 38.A), distando, aproximadamente, 2 metros da margem do canal fluvial (FIGURA 38.B). Foi observada variação granulométrica nas camadas do depósito tecnogênico, que teve sua gênese atrelada a sedimentação ocorrida a partir do rompimento, sendo a sedimentação fluvial natural presente em profundidades maiores que 165 cm.

Figura 38 - Ponto de coleta P02A



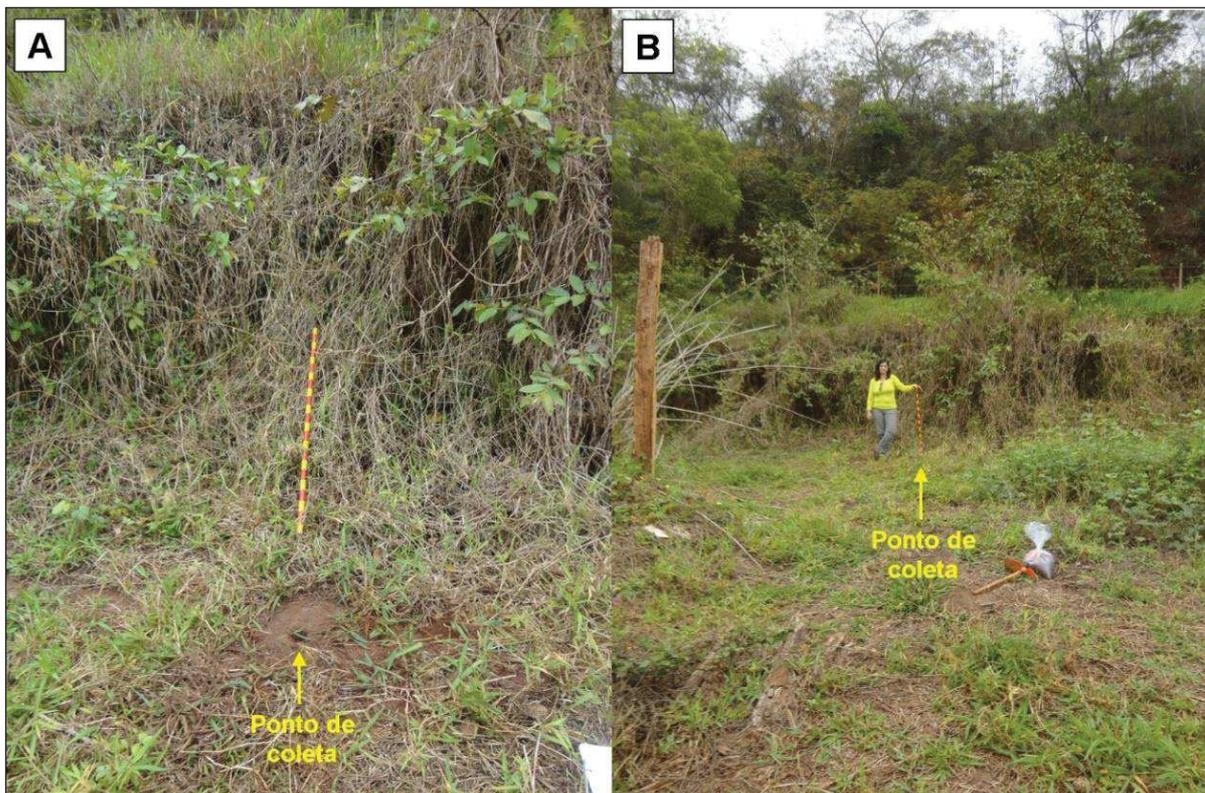
Nota: (A) Perfil exposto onde se fez a tomada da amostra de P02A a cerca de 2 metros da margem direita do rio Gualaxo do Norte no distrito de Gesteira, em Barra Longa (MG) (B) Rio Gualaxo do Norte visto do ponto de coleta P02A.

Foto: Própria autora.

O ponto amostral P02B localiza-se a 2 metros da nova base da vertente formada quando da deposição dos rejeitos em área (FIGURA 39.A) de terraço fluvial, conforme mapeamento do Zoneamento Ambiental Produtivo. Em momento anterior ao rompimento existiam edificações destinadas a moradia de habitantes do distrito de Gesteira (FIGURA 39.B). No

ponto amostral, até a profundidade de 100 cm, foi constatada a existência de rejeito de coloração avermelhada.

Figura 39 - Ponto de coleta P02B



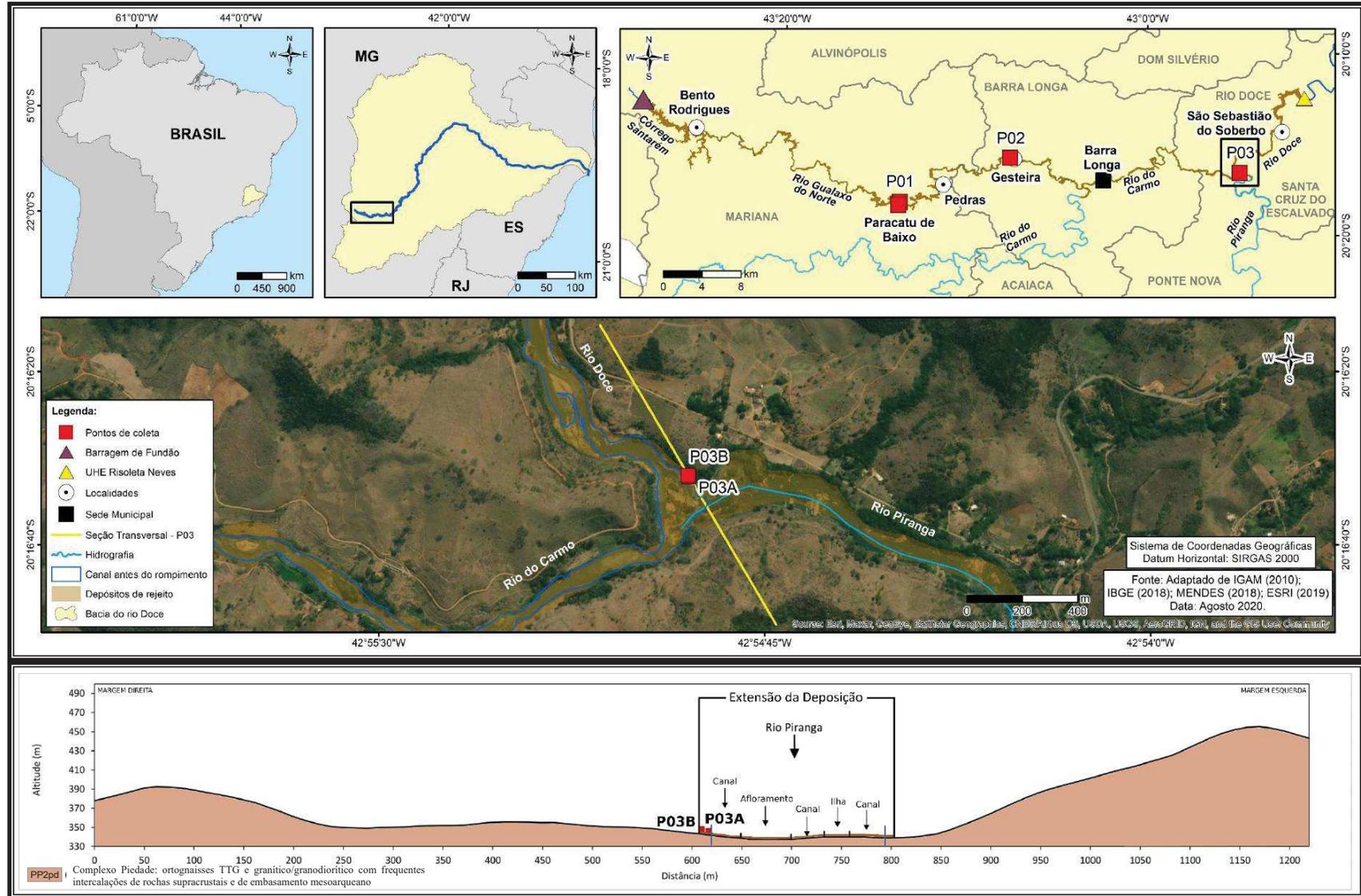
Nota: (A) Coleta realizada em segmento do depósito tecnogênicos a 2 (dois) metros da nova base da vertente.

Foto: Própria autoria.

7.1.3 Seção Transversal P03

Foi selecionada área para amostragem na confluência dos rios Piranga e Carmo, no limite entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado (MG). A tomada das amostras foi feita na margem direita do canal fluvial (rio Piranga), onde houve o refluxo para montante dos rejeitos e materiais a ele incorporados quando do atingimento desse segmento no processo de carreamento do material pelos vales fluviais (FIGURA 40).

Figura 40 - Perfil esquemático e seção transversal onde estão os alocados os pontos de amostrais P03A e P03B localizados na confluência entre os rios do Carmo e Piranga nos limites dos municípios de Santa Cruz do Escalvado e Rio Doce (MG)

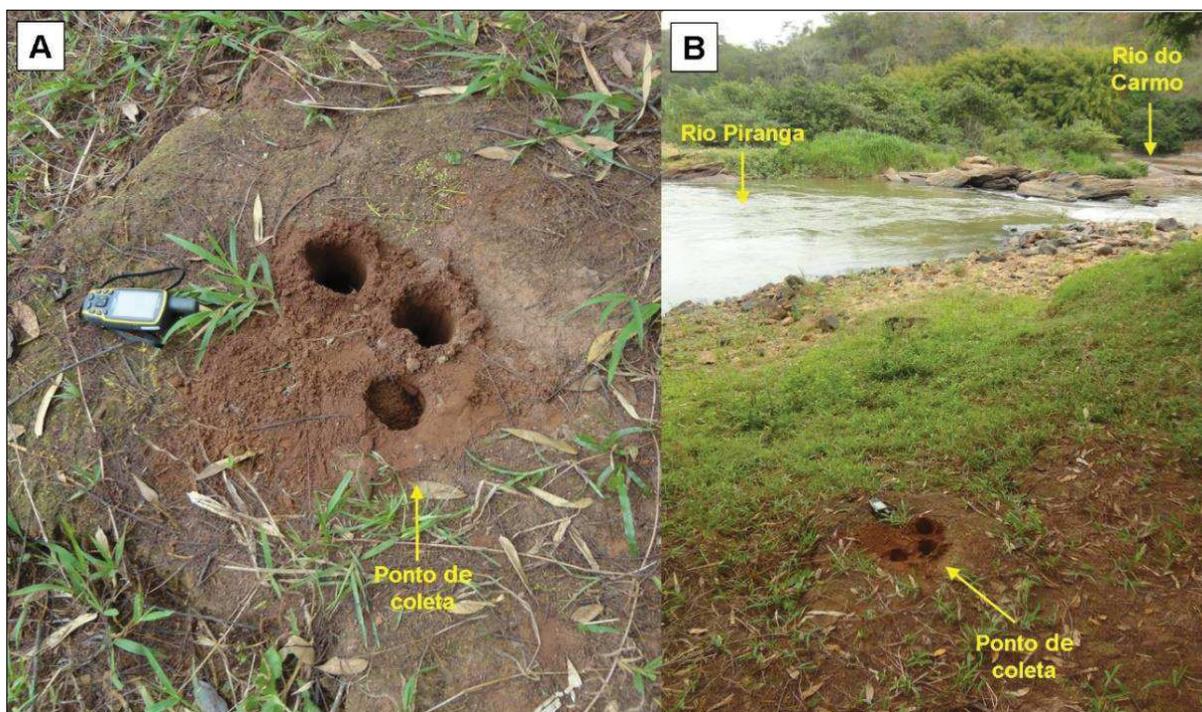


Fonte: Organização da autora.

O ponto amostral P03A (FIGURA 41.A) situa-se em planície de inundação em área de coalescência entre as planícies dos rios Piranga, Carmo e Doce (FIGURA 41.B), onde não se dá a estabilização de cobertura vegetal de maior porte sobre os rejeitos, fixando-se somente vegetação herbácea, uma vez que a área é inundada periodicamente em momentos de extravasamento das águas para o leito maior. Sua localização em uma confluência a torna propícia a deposição, visto que é submetida a condicionamento hidrodinâmico que gera trechos de baixa energia nos canais.

Foi identificado material oriundo do reservatório de Fundão até 35 cm, profundidade a partir da qual foram observados sedimentos naturais, os quais não estavam atrelados ao evento de deposição anômalo desencadeado pelo rompimento da barragem.

Figura 41 - Ponto de coleta P03A



Nota: (A) Tradagens realizadas para a coleta de material sedimentar a ser analisado em laboratório; (B) Local da coleta, de onde é possível avistar a confluência entre os rios Piranga e Carmo.
Foto: Própria autoria.

O ponto amostral P03B está situado a 6,5 metros de distância de P03A (FIGURA 42) no terço inferior da vertente, em área erodida pelas águas fluviais em momentos de aumento das vazões e cotas. A partir dos 30 cm de profundidade foi observado solo/material de origem colúvio-aluvial pré-rompimento.

Figura 42 - Ponto de coleta P03B



Foto: Própria autoria.

Seguiu-se as indicações de Santos et al. (2015) para a coleta de solo em campo. Foram realizadas, também, coletas a partir de tradagens, nas quais fazia-se uso de trado do tipo holandês. Com esse procedimento era verificada a espessura do pacote antropogênico que estava sobreposto aos depósitos aluviais. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos e etiquetadas, sendo transportadas e armazenadas para serem trabalhadas posteriormente em laboratório. Na seleção dos pontos onde foram efetuadas as coletas optou-se pelo aproveitamento de perfis expostos existentes nas imediações dos canais fluviais.

7.2. Etapa laboratorial

A etapa laboratorial consistiu na preparação das amostras coletadas em campo para a realização de ensaios de lixiviação, que objetivam verificar a capacidade de mobilização dos elementos químicos dos rejeitos para o líquido percolante. O experimento permite avaliar como se dá a interação entre as águas meteóricas e os depósitos que jazem nos ambientes de deposição e para os quais os gestores do desastre tem defendido a permanência ante a “suposta” inércia química dos materiais.

Parcela da análise laboratorial foi realizada no Laboratório de Geologia e Pedologia (GEOPED) e nas instalações vinculadas ao Grupo de Pesquisa e Extensão TERRA (Temáticas Especiais Relacionadas ao Relevo e à Água) da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). As amostras dos depósitos tecnogênicos coletadas foram, a princípio, destorroadas e secas em temperatura ambiente, sendo, posteriormente, passadas em peneira de malha de 2 mm para a produção de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Após peneiradas, 500 g de cada amostra foram acondicionadas em colunas de lixiviação com canos de PVC de 100 mm de diâmetro com 30 cm de comprimento (FIGURA 43). Foram inseridos na base das colunas papel filtro quantitativo, de filtração lenta (C42 – Faixa Azul)⁵ para precipitados finos, de 12,5 cm da marca Unifil. O objetivo foi a reprodução das condições de interação entre as águas meteóricas e fluviais com os depósitos tecnogênicos através de ensaios de lixiviação, seguindo as indicações de Santos (2012).

Figura 43 - Colunas construídas para a realização dos ensaios de lixiviação

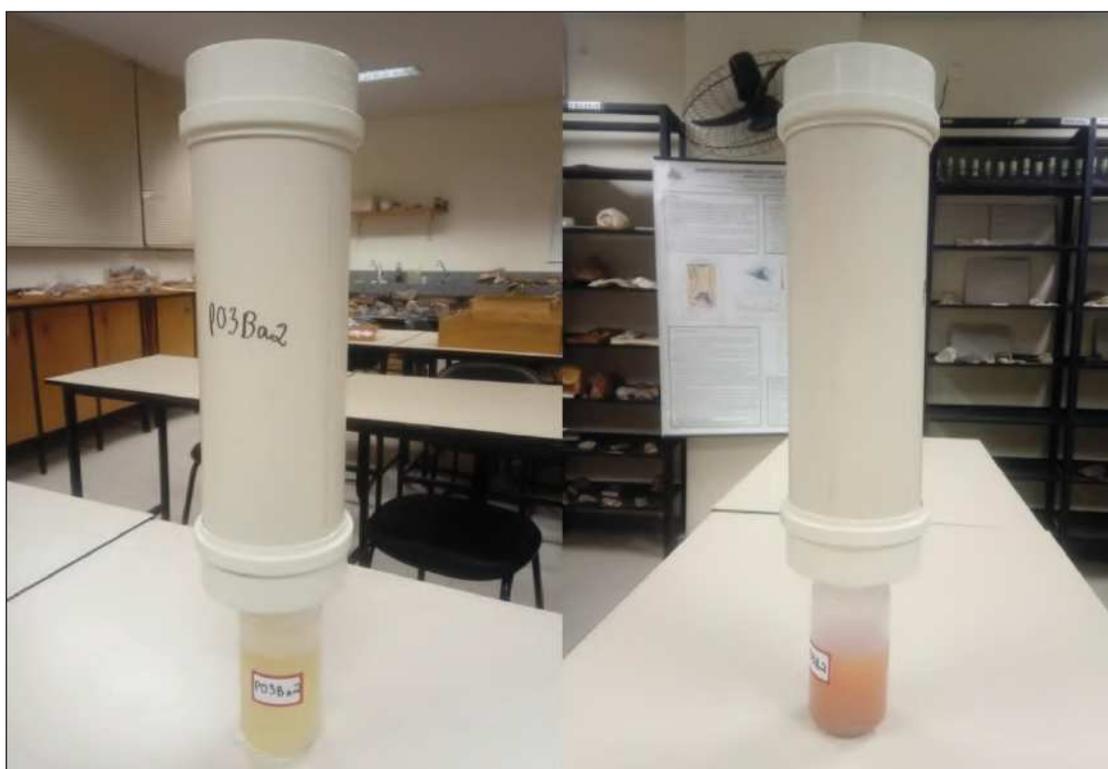


Foto: Própria autoria

⁵ Gramatura: 85g, espessura: 0,20 mm, velocidade de filtração: 14s, teor de cinzas: 0,01%, retenção de partículas: 1-2 μm .

Foram adicionados 350 ml de lixiviante em cada uma das colunas. Para cada ponto amostral foram preparadas quatro colunas. Optou-se pela introdução de lixiviante com valores de pH ácidos e básicos, sendo que para cada ponto amostral foi construído um ensaio com pH ácido e um com básico, sendo feitas colunas de duplicata para cada um dos pH. Os lixiviantes consistiram em água destilada que tiveram e seus pH alterados e atingiram valores ácidos (0,0) e básicos (10,47). Essa opção se deu em decorrência de problemas de mensuração em sonda multiparamétrica que indicava valores de pH dos lixiviantes que não condiziam com a realidade. Foi feito o gotejamento do lixiviante sobre o material disposto nas colunas utilizando-se equipos. O extrato lixiviado foi acondicionado em recipientes de polipropileno dispostos sob as colunas para serem enviados para as análises físico-químicas. O intuito de tal experimento é verificar em quais condições o material apresenta as maiores taxas de lixiviação, uma vez que há a distinção na solubilização dos elementos químicos de acordo com o pH do meio.

Nos extratos lixiviados obtidos foram determinados os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez e teores de Al, As, Ba, Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Fe (Total), Mn, Ni, Si, Ti, V, Zn.

Os valores de pH dos lixiviados foram mensurados fazendo-se uso do pHmetro da marca HANNA, modelo pH 21, que foi calibrado com soluções tampão de pH 4, 7 e 10,01 da AKSO.

Os valores de condutividade elétrica referem-se à quantidade de íons dissolvidos que estão presentes (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2000) no extrato lixiviado, em que condutividades mais elevadas são indicativas de uma maior eficiência da lixiviação. A condutividade elétrica foi mensurada utilizando o condutímetro microprocessado portátil (modelo mCA 150P), calibrado com solução padrão de 146,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$, da empresa MS Tecnopon.

A avaliação do parâmetro turbidez permite que se teça considerações acerca da influência que a camada de rejeitos é passível de exercer na redução da penetração da luz nos corpos d'água, o que pode ser prejudicial (VON SPERLING, 1996) aos organismos fotossintetizantes, e impactar a cadeia trófica, além de comprometer o abastecimento público, pelo não atendimento aos padrões de potabilidade. A turbidez foi mensurada por intermédio do turbidímetro digital (modelo TU430) da AKSO, que foi calibrado com soluções padrão de 0, 20, 100 e 800 UNT.

As mensurações de pH e de condutividade elétrica dos extratos lixiviados foram realizadas em triplicata e a de turbidez em duplicata em cada uma das amostras, o que permitiu a verificação da validade dos resultados encontrados, para os quais foram calculadas as médias.

Ademais, foram mensurados os elementos químicos Al, As, Ba, Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Fe (Total), Mn, Ni, Si, Ti, V, Zn, metais e semimetais elegidos para análise a partir de consulta empreendida em referências produzidas sobre a composição química dos rejeitos. Os metais, com exceção do Ti, foram mensurados Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES), método que possibilita a mensuração de muitos elementos a baixos níveis de detecção⁶, o que permite a verificação de elementos-traço (APHA; AWWA; WEF, 2017) pela empresa Engequisa. Os dados obtidos a partir das mensurações foram tabulados para que fosse realizado um tratamento estatístico.

O Quadro 7 descreve, de maneira geral, as características dos elementos químicos supramencionados no ambiente, alguns dos quais, a depender de suas concentrações, podem atuar como contaminantes da água potável, com potenciais efeitos danosos à saúde por exposição a longo prazo. Há de se considerar que as generalizações empreendidas, necessárias para que se abarcasse as características e o comportamento dos elementos em escala global, fizeram com que os limites estabelecidos não fossem representativos de áreas específicas, o que faz com que seja imprescindível a consideração das particularidades das áreas avaliadas.

⁶ Os limites de quantificação (LQ) do método de análise para os elementos químicos mensurados, em mg/L, foram de: Al Total (0,1), As Total (0,005), Ba Total (0,1), Cd Total (0,0005), Pb Total (0,005), Co Total (0,01), Cu Total (0,005), Cr Total (0,01), Fe Total (0,1), Mn Total (0,05), Ni Total (0,01), Silica Total (0,5), Ti Total (0,005), V Total (0,01), Zn Total (0,01).

Quadro 7 – Características dos elementos químicos na crosta terrestre, suas possíveis fontes de contaminação da água potável e os potenciais efeitos a saúde por exposição a longo prazo

Sigla	Elemento	Características	Fontes de contaminação na água potável	Potenciais efeitos na saúde por exposição a longo prazo
Al	Alumínio	Na crosta terrestre o alumínio apresenta um percentual de 8.1%. O alumínio presente na crosta se dá combinado com o silício e o oxigênio, vindo a formar feldspatos, micas e os minerais de argila. Nos solos o percentual pode variar dos 0,9 aos 6,5%. Nos canais fluviais as taxas tendem a ser de 400 µg/L. Na água potável nos Estados Unidos da América essa encontra-se em 54 µg/L. Nas águas subterrâneas é de <0.1 µg/L. O alumínio presente das águas naturais vem a ser controlado pelo pH e pela suspensão de partículas muito finas. Há o predomínio do cátion Al ³⁺ em valores de pH menores do que 4. Em valores que se encontrem acima do pH neutro há a predominância da forma dissolvida Al(OH) ⁻ .	X	X
As	Arsênio	O arsênio apresenta uma concentração na crosta terrestre de 1,8 ppm. Nos solos essa varia de 5,5 a 13 ppm. Já nos canais fluviais essa é menor do que 2 µg/L e nas águas subterrâneas habitualmente é menor do que 100 µg/L.	Erosão de depósitos naturais e o escoamento proveniente de pomares e de resíduos e produtos eletroeletrônicos.	O arsênio tem o potencial de causar desde danos à pele, passando por problemas no sistema circulatório, até o aumento do risco de desenvolvimento de câncer.
Ba	Bário	O bário apresenta uma concentração na crosta terrestre de 390 ppm, sendo que nos solos essa varia de 63 a 810 ppm. Nos canais fluviais, na água potável e nas subterrâneas, esses valores são 10 mg/L, 49 mg/L e 0,05 a 1 mg/L, respectivamente. É encontrado, principalmente, nos minerais barita (BaSO ₄) e witherita (BaCO ₃), sendo que a solubilidade do bário nas águas naturais é controlada pela solubilidade do BaSO ₄ e, por vezes, pela adsorção de hidróxidos.	A existência de bário pode decorrer da erosão de depósitos naturais, do descarte de metalúrgicas e de resíduos de perfurações.	Aumento da pressão arterial
Cd	Cádmio	A concentração de cádmio na crosta terrestre é de 0,16 ppm, que habitualmente ocorre em minerais de sulfeto, que apresentam zinco, chumbo e cobre. Nos solos esses valores oscilam de 0,1 a 0,5 ppm. Nos canais fluviais as médias são de 1 µg/L e nas águas subterrâneas de 10 µg/L. A solubilidade do cádmio é controlada nas águas naturais pelo equilíbrio de carbonato.	A presença de cádmio pode decorrer da erosão natural de depósitos, da corrosão de tubos galvanizados, do descarte de metalúrgicas e do escoamento de resíduos de baterias e tintas.	Danos nos rins
Pb	Chumbo	A concentração de chumbo na crosta terrestre é de 13 ppm, sendo que nos solos existe uma variação de 2,6 a 25 ppm. Nos canais fluviais esses valores são de 3 µg/L e nas águas subterrâneas tendem a ser menores que <0.1 mg/L.	Erosão de depósitos naturais e corrosão de materiais que contenham chumbo, tais como sistemas de encanamento.	Em bebês e crianças pode desencadear atrasos no desenvolvimento físico e mental. Em adultos pode levar a problemas renais e de pressão alta.
Co	Cobalto	O cobalto na crosta terrestre apresenta exibe concentração na faixa de 29 ppm. Nos solos esse percentual varia de 1.0 a 14 ppm. Os canais fluviais exibem médias de 0.2 µg/L e as águas subterrâneas de 1 a 10 µg/L. A solubilidade deste elemento é controlada pela coprecipitação ou adsorção por óxidos de ferro e manganês, assim como a precipitação de carbonato e pela formação de íons complexos.	X	X
Cu	Cobre	O percentual de cobre na crosta terrestre é de 68 ppm. Nos solos esse tende a variar de 9 a 33 ppm. Nos rios, as médias oscilam de 4 a 12 µg/L e nas águas subterrâneas são <0.1 mg/L. Ocorre em seu estado nativo no ambiente, sendo também encontrado em muitos minerais associado a outros elementos.	Erosão de depósitos naturais e corrosão de materiais que contenham cobre, tais como sistemas de encanamento.	Os efeitos variam de acordo com o tempo de exposição. Em curto prazo pode provocar desconforto gastrointestinal. A longo prazo pode causar danos ao fígado ou rins.
Cr	Cromo	A concentração de cromo na crosta terrestre é de 122 ppm. Nos solos esse elemento varia de 11 a 22 ppm, nos canais a média é de 1 µg/L e nas águas subterrâneas tende a médias de 100 µg/L.	Erosão de depósitos naturais e a liberação de componentes do aço	Dermatite
Fe	Ferro	O percentual de Ferro na crosta terrestre é de 6,22%. Nos solos oscila entre 0,5 e 4,3%. Nos canais as médias tendem a ser de 0,7 mg/L e nas águas subterrâneas a variar entre 0,1 e 10 mg/L. O ferro está presente em minerais tais como a hematita, a magnetita e a pirita. A solubilidade do ferro ferroso (Fe ²⁺) é controlada pela concentração de carbonatos. Em decorrência das águas subterrâneas encontrarem-se em meio redutores, as soluções de ferro são, geralmente, no estado ferroso. Ao serem submetidas a condições oxidantes, como quando de sua exposição ao ar, o Fe ²⁺ é oxidado para o estado férrico (Fe ³⁺) e pode se hidrolisado, o que resulta na formação de óxido férrico hidratado insolúvel.	X	X

		Quando da ausência de íons formadores de complexo, o ferro férrico não é significativamente solúvel, a exceção de ambientes com o pH muito baixo.		
Mn	Manganês	A ocorrência de manganês na crosta terrestre se dá em uma concentração de 1060 ppm. Nos solos esse varia entre 61 a 1010 ppm. Nos canais são observadas médias de 7 µg/L e nas águas subterrâneas de <0.1 mg/L. O manganês se dá em associação a minerais de ferro.	X	X
Ni	Níquel	A ocorrência de níquel na crosta terrestre é de 1,2 ppm. Nos solos esse é de 2,5 ppm. Nos rios a média é de 1 µg/L e na água subterrânea é de <0.1 mg/L.	X	X
Si	Silício	O silício não ocorre livremente no ambiente, mas sim como sílica livre (SiO ₂). É encontrado combinado a outros elementos químicos nos silicatos, como nos feldspatos, hornblendas e outros minerais de argila, dentre outros. Os silicatos são comuns em rochas, tais como os granitos e basaltos. O percentual de sílica em diferentes tipos de rochas varia de 7 a 80%, em solos de 50 a 80% e nas águas superficiais e subterrâneas é de 14 mg/L.	X	X
Ti	Titânio	O titânio apresenta um percentual de 0,6% na crosta terrestre. Nos solos as médias variam de 1700 a 6600 ppm; Nos rios essa é de 3 µg/L e nas águas subterrâneas é de <0.1 mg/L. É um elemento que ocorre associado a minerais de ferro. O titânio é, geralmente, insolúvel em águas naturais.	X	X
V	Vanádio	A ocorrência média de vanádio na crosta terrestre é de 136 ppm. Nos solos isso varia de 15 a 110 ppm. Nos canais as médias são cerca de 0.9 µg/L e na água subterrânea habitualmente é de <0.1 mg/L. É encontrado em uma variedade de minerais, mesmo diante de sua relativa raridade. É insolúvel em ambientes redutores.	X	X
Zn	Zinco	A concentração de zinco na crosta terrestre é de 76 ppm. Nos solos oscila de 25 a 68 ppm. Nos rios a média observada é de 20 µg/L e nas águas subterrâneas é de <0.1 mg/L. A solubilidade do zinco é controlada pela adsorção nas superfícies dos minerais, equilíbrio de carbonato e complexos orgânicos.	X	X

Fonte: Extraído e adaptado de APHA; AWWA; WEF (2017).

Obs.: X - Nas referências consultadas não foram indicadas as possíveis fontes de contaminação da água potável e os potenciais efeitos nocivos à saúde humana por exposição em longo prazo a determinados elementos químicos, seja porque alguns deles, mesmo que em altas concentrações, não são tidos como contaminantes, como é caso da sílica (silício), seja porque suas concentrações naturais são diminutas, o que faz com que não ofereçam risco às populações.

8. A POTENCIAL MOBILIZAÇÃO DOS ELEMENTOS QUÍMICOS NOS DEPÓSITOS TECNOGÊNICOS

A complexidade dos mecanismos que regem o comportamento da lixiviação dadas as interações proporcionadas pelo contato entre as águas meteóricas, as oriundas do extravasamento periódico dos canais fluviais para as planícies de inundação e as disponibilizadas quando da intercepção do nível freático pela superfície topográfica, com as coberturas tecnogênicas que jazem nos ambientes de deposição desde o rompimento de Fundão, requer que se atente para as particularidades existentes nos ambientes marginais úmidos, que são propícios a instauração de condições redutoras que favorecem a solubilização de contaminantes.

O estabelecimento de ambientes marginais redutores permanentes e/ou sazonais pode implicar no não atendimento das premissas que fundamentam a opção defendida e elegida pela gestora do desastre, que advoga pela manutenção dos rejeitos em seus ambientes de deposição, os quais devem ser mantidos em condições de aeração, para que elementos químicos, especialmente aqueles que podem atuar como contaminantes, tais como chumbo e arsênio, se mantenham imobilizados.

Em vista disso, avaliações acerca da mobilização dos elementos químicos das coberturas superficiais tecnogênicas formadas em decorrência do rompimento devem considerar a temporalidade do desastre. O rompimento de Fundão se deu em novembro de 2015 e a coleta das amostras dos depósitos formados, em que se realizou os ensaios de lixiviação, somente em setembro de 2018. No decurso de quase três anos, os materiais depositados estiveram expostos às condições que vigoravam em seus ambientes de deposição, o que os deixou sujeitos a diversas reações e transformações que podem ter se dado a depender dos processos físico-químicos atuantes.

Diante disso, as avaliações empreendidas, e as consequentes discussões levantadas acerca da potencial mobilização dos elementos químicos nos depósitos tecnogênicos, devem levar em consideração a parcela que, eventualmente, já pode ter sido remobilizada nesse ínterim. Assim, em um primeiro momento, cabe considerar as características físico-químicas da carga sedimentar que se encontra sobre esses ambientes úmidos extracalha, o que permite tecer considerações acerca das condições em que inércia química do material liberado pelo rompimento que vem sendo defendida pelos gestores do desastre é ou não real.

Segundo Almeida et al. (2018), os rejeitos oriundos de Fundão são compostos pelas frações granulométricas areia (42%), silte (47,5%) argila (10,6%). Sua mineralogia abarca a

ocorrência de caulinita, illita, goethita, hematita, que apresentam predomínio na fração argila, bem como quartzo e mica. Os elementos encontrados em maior concentração são Fe, Al, Mn e Cr. A mobilização dos elementos químicos dos depósitos apresenta um comportamento diversificado, estando atrelada diretamente a área da superfície das partículas em que se dá o contato, em que a troca iônica, endotérmica e espontânea são o principal processo sortivo (ALMEIDA et al., 2018).

A interação dos materiais tecnogênicos com soluções de maior acidez permite que se considere os desdobramentos de sua inserção em áreas úmidas, ambientes tipicamente redutores e de maior acidez. A interação promovida com as soluções de pH altamente ácidos praticadas favorece a ação da hidrólise, o que permite que os constituintes que antes encontravam-se em estado insolúvel sejam disponibilizados para serem lixiviados pelos líquidos percolantes, dado o atingimento das condições de solubilidade de determinados elementos. O excesso de H^+ , que tem a eletronegatividade muito alta, contribui para o deslocamento de elementos adsorvidos nos coloides.

A interação com soluções de baixos valores de pH favorece a solubilidade de metais, sendo que em ambientes com pH naturalmente ácidos (como áreas úmidas marginais), as condições que possibilitam a lixiviação dos elementos tendem a se manter. A interação com soluções alcalinas permite considerar a potencial mobilização em ambientes em que as condições que se apresentam são diametralmente opostas, as quais não são propiciadas a solubilização dos metais ante os pH praticados (MILLER; MILLER, 2007).

Nesse contexto, cabe avaliar os resultados das mensurações dos parâmetros físico-químicos pH, condutividade elétrica, turbidez e dos elementos químicos Al, As, Ba, Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Si, Ti, V, Zn obtidos nos extratos lixiviados resultantes dos ensaios de lixiviação realizados, os quais são apresentados na Tabela 5.

Primeiramente, foi possível notar que o material tecnogênico coletado apresenta uma composição ácida, indicada pela variação considerável entre o pH do lixivante básico (10,47) e dos lixiviados resultantes. Os pH mensurados nos extratos lixiviados básicos oscilaram entre 7,58 e 5,05, o que indica uma redução de 27,6% e 51,8%, respectivamente. Os extratos de pH ácidos, por outro lado, mantiveram-se fortemente ácidos, apresentando os mesmos pH da solução aquosa adotada como lixivante.

Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos e elementos químicos mensurados nos extratos lixiviados

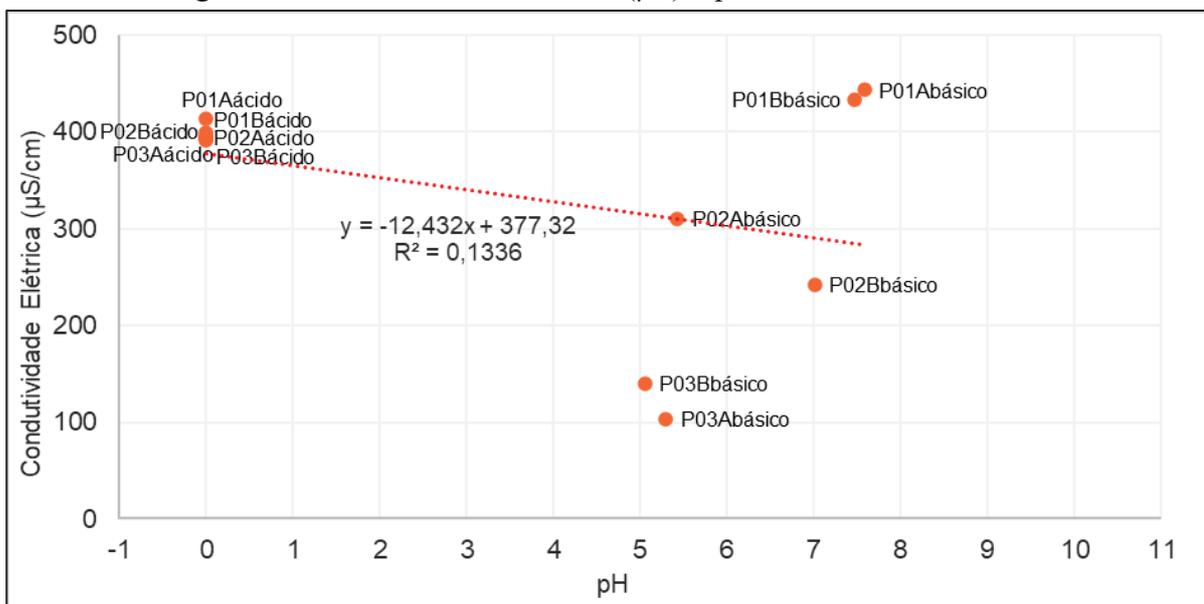
Seção Transversal	Ponto Amostrais	Ensaio de lixiviação	Extrato Lixiviado (ml)	Parâmetros físico-químicos																	
				pH	Condutividade Elétrica (µs/cm)	Turbidez (UNT)	Elementos Químicos (mg/L)														
							Limites de Quantificação														
							0,1 Al	0,005 Ar	0,1 Ba	0,0005 Cd	0,005 Pb	0,01 Co	0,005 Cu	0,01 Cr	0,1 Fe	0,05 Mn	0,01 Ni	0,5 Si	0,005 Ti	0,01 V	0,01 Zn
P01	P01A	P01A _{ácido}	206,25	0,00	413,8	0,0	259,60	0,044	26,0	0,0029	2,19	1,23	1,59	2,76	771,50	594	1,27	322	0,68	0,66	0,93
		P01A _{básico}	188,5	7,58	443,0	51,7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4,63	<LQ	<LQ
	P01B	P01B _{ácido}	221	0,00	398,9	0,0	317,40	0,032	17,89	0,0011	2,17	1,24	1,79	2,55	1101,50	599,0	1,07	298	0,57	0,99	0,98
		P01B _{básico}	227	7,47	433,2	49,4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4,26	<LQ	<LQ
P02	P02A	P02A _{ácido}	156,75	0,00	395,6	0,0	389,65	0,042	37,45	0,0010	2,83	1,51	2,40	2,82	1108,0	743	1,22	315,0	1,05	1,46	1,59
		P02A _{básico}	186,75	5,43	309,6	299,6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	8,91	<LQ	<LQ
	P02B	P02B _{ácido}	155	0,00	394,1	0,0	331,95	0,048	20,56	0,0024	2,21	1,21	1,54	2,86	962,50	657,50	1,01	291	0,91	0,77	1,20
		P02B _{básico}	189,25	7,01	241,6	194,7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4,75	<LQ	<LQ
P03	P03A	P03A _{ácido}	205,75	0,00	391,6	0,0	232,35	0,105	19,38	0,0010	1,02	0,96	0,74	1,07	601,5	258,25	1,06	169	3,75	0,57	1,09
		P03A _{básico}	208	5,30	103,6	326,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	8,43	<LQ	<LQ
	P03B	P03B _{ácido}	200	0,00	392,2	0,0	262,0	0,038	15,75	0,0009	1,91	0,99	1,15	2,04	765,0	472,9	0,76	241	1,40	0,72	0,75
		P03B _{básico}	182,5	5,05	140,4	913,0	0,18	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,008	<LQ	0,36	1,21	<LQ	8,61	<LQ	<LQ

Fonte: dados laboratoriais.

Presumia-se que a presença de éster-amina nos rejeitos poderia desencadear um aumento no pH dos extratos em decorrência dos pH altamente básicos verificados em amostras de rejeitos de flotação de minério de ferro, adotados para acrescer a taxa de flotação (PERES et al., 2000 apud CAVALLIERI, 2011). Essa possibilidade não foi corroborada pelos dados mensurados, o que pode estar atrelado à degradação que se dá com o tempo desse componente, uma vez que esses resíduos permaneceram armazenados na barragem de contenção e encontram-se dispostos nos ambientes de deposição desde o rompimento.

A acidez dos lixivantes adotados influencia fortemente a mobilização nos rejeitos, dada a intensificação da hidrólise que solubiliza parcela de seus constituintes, o que permite que haja um acréscimo nos íons dissolvidos nas soluções resultantes (FELIPPE; ALMEIDA NETO, 2019). O quantitativo de íons dissolvidos influi diretamente nas condutividades elétricas e pode traduzir as condições a que esses materiais foram submetidos ao longo do tempo e que foram propícias a sua solubilização (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2000; FELIPPE; ALMEIDA NETO, 2019). Valores mais elevados indicam uma maior eficiência da lixiviação na remoção dos constituintes, sendo aqui considerada a CE um parâmetro que sintetiza a carga química que se encontra em solução nos extratos lixiviados. A relação entre a condutividade elétrica e o pH dos extratos lixiviados é representada na Figura 44.

Figura 44 - Condutividade Elétrica (μS) x pH nos extratos lixiviados



Fonte: dados laboratoriais

No rol das amostras, a condutividade elétrica observada apresentou médias que oscilaram de 443,0 a 103,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que se traduz em uma variação de 327,61%. Os extratos

ácidos apresentaram mensurações que se assemelham entre si, não havendo variações significativas entre eles, que estiveram entre 413,8 e 391,55 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que representa uma variação de 5,7%. As amostras básicas, por sua vez, exibiram uma variação idêntica a geral, o que se deveu aos maiores e menores valores de CE do rol de amostras serem representados por extratos de pH básico.

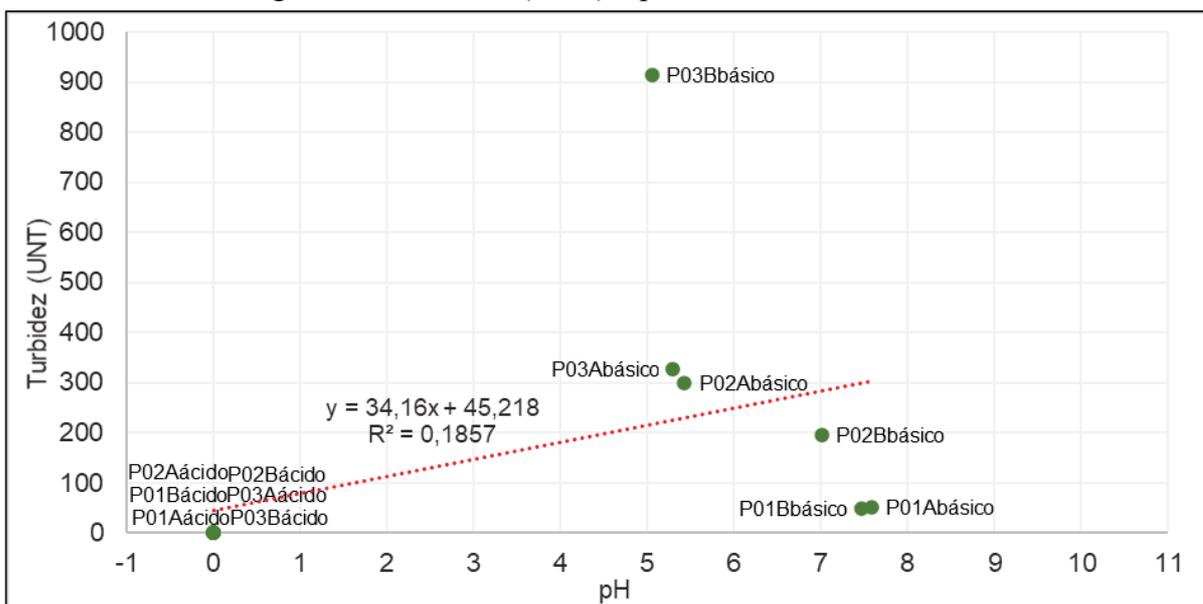
A relação exibida entre a CE e o pH nos extratos avaliados não parece ser estatisticamente significativa, o que é corroborado pelo coeficiente de determinação baixo e pelo coeficiente linear negativo exibido pela linha de tendência da regressão. É perceptível a existência de um agrupamento formado pelas amostras ácidas (canto superior esquerdo do gráfico), sendo que as básicas se apresentaram mais dispersas, aparentemente se alinhando mais por seção transversal do que pelo pH.

Os valores extremamente altos de CE observados nos lixiviados ácidos, na casa dos 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, demonstram a efetividade da mobilização diante do contato com um lixiviante fortemente ácido, que foi responsável por exaurir a mobilização dos solutos presentes nos materiais tecnogênicos. Isso fez com que os valores fossem extremamente altos, independentemente de sua localização ao longo do vale afetado.

A avaliação do parâmetro turbidez permite a verificação da influência que a mobilização dos constituintes dos depósitos tecnogênicos podem exercer na penetração da luz nos corpos hídricos (VON SPERLING, 1996), sendo um indicativo do quantitativo de carga em suspensão. Acreditava-se que diante da filtração ocorrida quando da realização dos ensaios de lixiviação, onde se deu a retenção no filtro disposto sob a coluna de lixiviação das partículas maiores que 1 μm que se encontravam em suspensão, que os valores de turbidez em um primeiro momento permaneceriam baixos, o que, contudo, não se confirmou, tendo os resultados apresentado um comportamento mais complexo do que era esperado.

A Figura 45 exibe gráfico de dispersão que demonstra a relação entre a turbidez e o pH dos extratos lixiviados. Assim como ocorreu com a CE, a relação apresentada não foi estatisticamente significativa. Da mesma forma, houve a nítida formação de um cluster das amostras ácidas, sendo que todas apresentaram 0,0 UNT de turbidez, o que indica que não há a presença de carga em suspensão. Portanto, a acidez do lixiviante foi determinante para a turbidez dos extratos.

Figura 45 - Turbidez (UNT) x pH nos extratos lixiviados



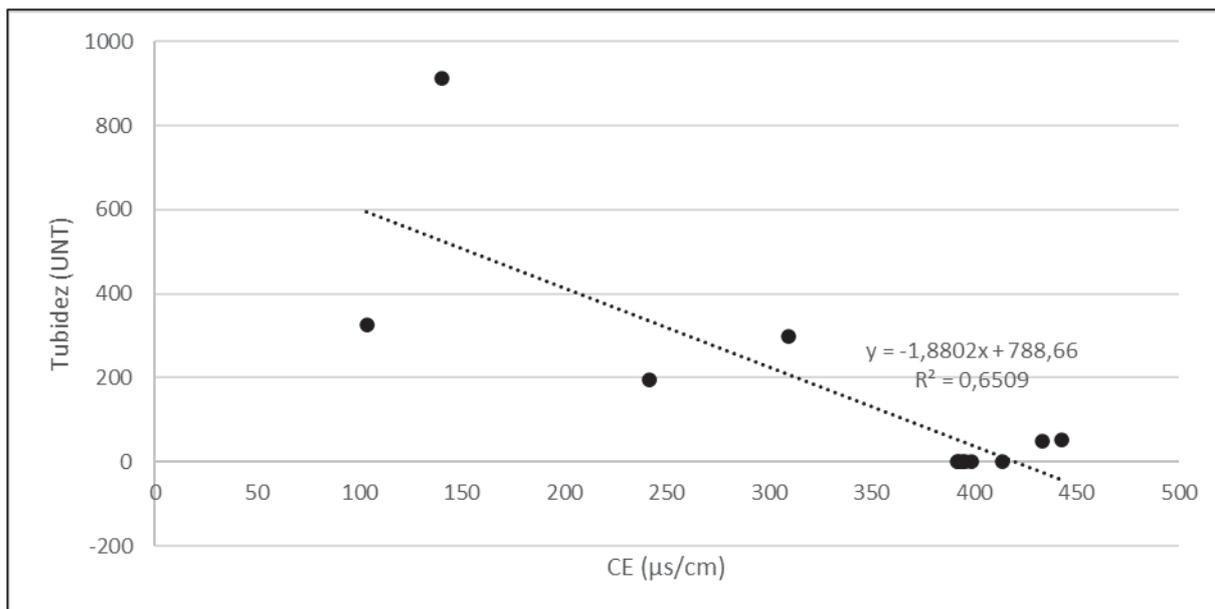
Fonte: dados laboratoriais

Esse comportamento pode derivar da efetiva atuação da hidrólise na transformação dos minerais que compõe os rejeitos, o que resulta na geração de uma carga significativa de íons dissolvidos nas soluções, algo demonstrado pelas CE avaliadas, sem, contudo, gerar carga em suspensão.

A oscilação entre os valores observados nas amostras ácidas e básicas foi extremamente elevada, sendo as menores concentrações nas amostras ácidas (0,0 UNT) e as maiores nas básicas (913,0 UNT). O comportamento da turbidez exibido pelas amostras básicas mostrou uma variação significativa, oscilando 1748,2%, com o acréscimo dos valores longitudinalmente de montante para jusante, sendo 49,4 e 913,0 UNT o menor e o maior valor que foram registrados, respectivamente.

A Figura 45 demonstra regressão linear entre a turbidez e a condutividade elétrica, onde fica evidente a relação inversa entre esses parâmetros, o que é corroborado pelo coeficiente de determinação mediano e pelo coeficiente linear negativo da linha de tendência da regressão aplicada.

Figura 45 - Regressão linear entre a Turbidez e Condutividade Elétrica das amostras analisadas



Fonte: dados laboratoriais

Diante da considerável mobilização, evidenciada pela alta concentração de carga química nos extratos lixiviados, demonstrada pela CE, sobretudo nas amostras ácidas, cabe verificar quais os elementos químicos e as suas devidas concentrações no rol de amostras avaliadas, tentando compreender quais as condições que propiciaram a lixiviação observada.

O pH atua como uma das principais variáveis que controla a liberação de metais nas águas fluviais e nas soluções presentes nos poros dos depósitos aluviais existentes nos ambientes marginais. A diminuição do pH tende a promover a liberação dos cátions metálicos dos sedimentos, por dessorção ou dissolução, para os fluidos percolantes. Em oposição, o aumento do pH habitualmente leva a dessorção dos ânions (MILLER; MILLER, 2007).

Em ambientes aquáticos e úmidos, um dos efeitos de maior significância quando das alterações nas condições de oxirredução é a solubilidade dos metais, com destaque para a influência exercida na solubilidade dos óxidos e hidróxidos de Fe e Mn, propiciadas pela mudança de condições oxidantes para redutoras. À medida que se dá a sua dissolução, os metais que foram coprecipitados como revestimento ou adsorvidos em suas superfícies podem ser liberados e, conseqüentemente, lixiviados (MILLER; MILLER, 2007).

A manutenção dos metais em soluções sob condições de redução pode ser diretamente influenciada pela presença de S, que em quantidades suficientes, o que é mais comumente encontrado em leitos aluviais de canais de baixa energia ou em áreas úmidas marginais, pode ocasionar a remoção dos metais em solução para os sulfetos que precipitam. Todavia, caso o

quantitativo necessário não seja atingido as condições anaeróbicas instauradas promovem uma alta solubilidade dos metais (MILLER; MILLER, 2007).

Em princípio, deve-se considerar que a mobilização observada nos lixiviados dos dois pH adotados teve variações significativas. Observa-se que na maior parcela das amostras básicas os valores mensurados encontravam-se abaixo dos limites de quantificação do método. Embora os extratos de pH básico possam ter exibido CE elevadas, sendo, inclusive, superiores as registradas nas ácidas na seção P01, isso não representou a mobilização de metais e metaloides, uma vez a sua concentração nos lixiviados básicos permaneceu abaixo do limite de quantificação dos elementos químicos As, Ba, Cd, Pb, Co, Cr, Ni, Ti e V, não sendo possível indicar sua presença no lixiviado. Aqueles que tiveram concentrações que possibilitaram a quantificação pelo método empregado (Al, Cu, Fe, Mn e Zn) tiveram oscilações extremamente elevadas entre as amostras ácidas e básicas, como a do Fe, que esteve na casa dos 300.000%, com valores que variaram de 1.108 a 0,36 mg/L, e a do Al que oscilou mais que 200.000%.

A literatura científica aponta que a solubilidade dos metais em pH alcalinos é baixa. Em águas com pH neutros ou levemente alcalinos, que se mantenham oxigenadas ou minimamente redutoras, a solubilidade de muitos cátions de metais pesados é baixa, o que faz com que eles se precipitem como óxidos, hidróxidos ou minerais de carbonato (MILLER; MILLER, 2007). Exemplo disso é a solubilidade mínima de uma variedade de hidróxidos de metais traço de pH 9 a 12, ao passo que a diminuição do pH para abaixo de 4 pode levar a dissolução. A solubilidade de metais traço em condições de redução pode ser baixa em uma ampla faixa de pH desde que as condições de formação de sulfetos mencionadas sejam atendidas.

A manutenção das concentrações abaixo dos limites de quantificação nas amostras básicas indica que a solubilidade da maior parcela dos elementos químicos que foram quantificados é muito baixa dada a interação com solução de pH extremamente básico. Assim, a solução adotada resultou em uma liberação incipiente de metais e metaloides cujos valores somente puderam ser mensurados em P02B para o Zn e em P03B para os elementos Al, Cu, Fe, Mn e Zn, ambos pontos amostrais situados nas planícies distais de suas seções transversais. Exceção foi a Si, que se dá em associação ao O, sendo representado pela SiO_2 , que foi mensurada em todos os lixiviados avaliados, tendo exibido oscilações significativas entre as concentrações nas amostras ácidas e baixas.

Assim sendo, o foco das interpretações acerca da potencial mobilização dos elementos químicos nos depósitos tecnogênicos foi direcionado aos dados mensurados nas amostras ácidas. Os percentuais verificados dentro do universo de elementos químicos avaliados nessa pesquisa são demonstrados na Tabela 6.

Tabela 6 - Composição química dos extratos lixiviados (em percentuais)

Seção Transversal	Ponto Amostral	Ensaio de Lixiviação	Elementos Químicos (%)															
			Al	As	Ba	Cd	Pb	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Si	Ti	V	Zn	
P01	P01A	P01A _{ácido}	13,08	0,0022	1,31	0,00015	0,11	0,06	0,08	0,14	38,88	29,93	0,06	16,23	0,03	0,03	0,05	
		P01A _{básico}	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	
	P01B	P01B _{ácido}	13,53	0,0014	0,76	0,00005	0,09	0,05	0,08	0,11	46,97	25,54	0,05	12,71	0,02	0,04	0,04	
		P01B _{básico}	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	
	P02	P02A	P02A _{ácido}	14,94	0,0016	1,44	0,00004	0,11	0,06	0,09	0,11	42,48	28,49	0,05	12,08	0,04	0,06	0,06
			P02A _{básico}	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00
P02B		P02B _{ácido}	14,59	0,0021	0,90	0,00011	0,10	0,05	0,07	0,13	42,30	28,90	0,04	12,79	0,04	0,03	0,05	
		P02B _{básico}	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	99,16	0,00	0,00	0,84	
P03	P03A	P03A _{ácido}	18,00	0,0081	1,50	0,00008	0,08	0,07	0,06	0,08	46,60	20,01	0,08	13,09	0,29	0,04	0,08	
		P03A _{básico}	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	
	P03B	P03B _{ácido}	14,83	0,0022	0,89	0,00005	0,11	0,06	0,07	0,12	43,31	26,77	0,04	13,64	0,08	0,04	0,04	
		P03B _{básico}	1,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	3,46	11,61	0,00	82,65	0,00	0,00	0,48	

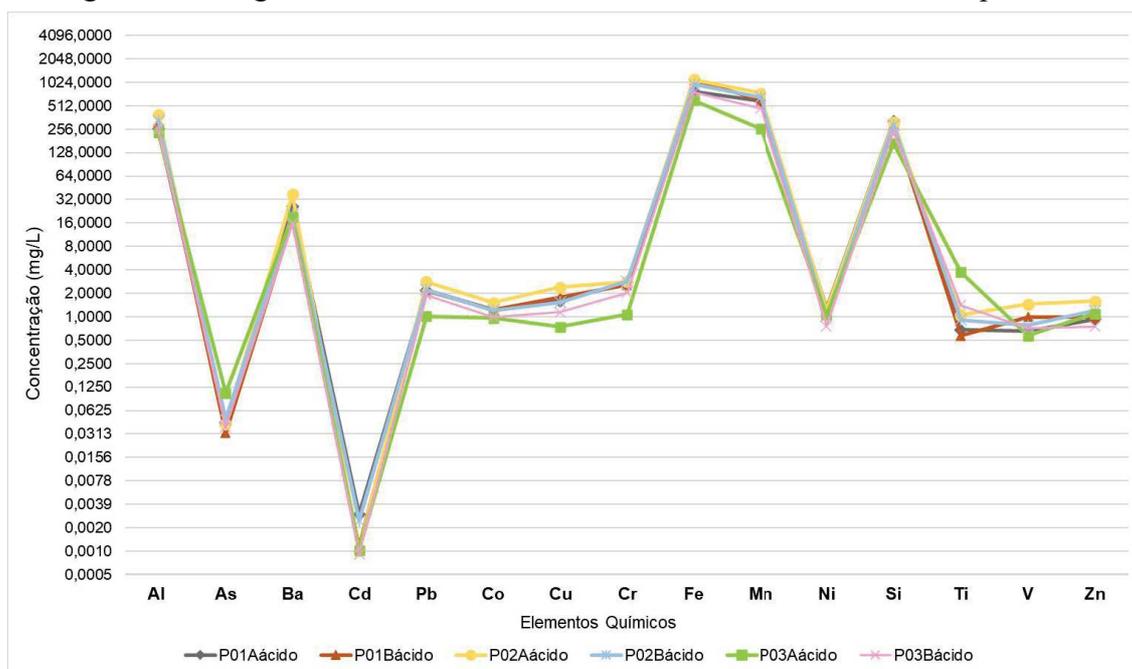
Fonte: dados laboratoriais

Há a predominância dos elementos maiores Fe, Al e Mn, que foram lixiviados pela solução de pH ácido, o que já era esperado mediante a composição química dos rejeitos de minério de ferro que foram dispostos na barragem de Fundão, que foram indicadas por Almeida et al. (2018), bem como por Santos (2019). Dentre eles, foi mais expressiva a presença de Fe, com um percentual nas amostras ácidas de 43,4%, que foi seguido pelo Mn com 26,6%, que comumente ocorre no ambiente em associação ao Fe, e pelo Al (14,8%).

Dentre os elementos traço mensurados nos lixiviados ácidos o mais representativo foi o Ba, o qual representou um percentual médio de 1,13%. Ele foi seguido pelo Cr (0,11%), Pb (0,10%), Ti (0,08%), Cu (0,07%), Co (0,06%), Zn (0,055%), Ni (0,054%) e V (0,04%). Os menores percentuais nas amostras ficaram a cargo do As (0,0029%) e do Cd (0,0001%), que possuem alta toxicidade e tendem a bioacumular nos organismos vivos (MILLER; MILLER, 2007).

O comportamento dos elementos químicos nos lixiviados ácidos é demonstrado no diagrama de Schoeller-Berkaloff (FIGURA 46), que possibilita a visualização das diferenças e similaridades existentes. Para as amostras básicas o referido diagrama não serviu ao propósito de ilustrar o comportamento dos elementos, devido à não detecção de grande parte dos compostos mensurados.

Figura 46 - Diagrama de Schoeller-Berkaloff dos extratos lixiviados de pH ácido



Fonte: dados laboratoriais

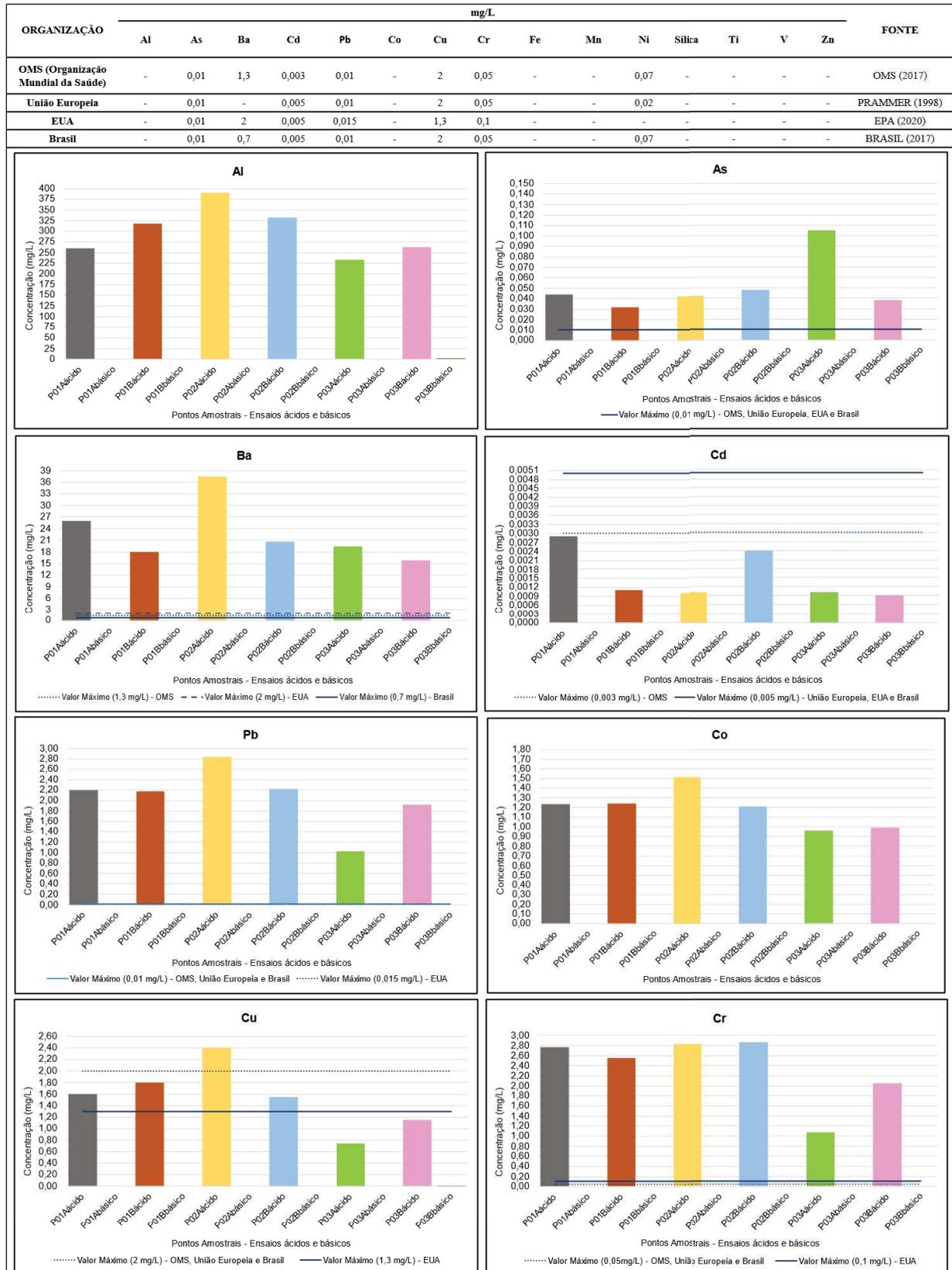
As concentrações indicam um certo grau de homogeneidade da composição química dos depósitos tecnogênicos avaliados no recorte espacial adotado mesmo diante da mistura ocorrida entre os rejeitos, e os solos, sedimentos e cobertura vegetal existente nos vales afetados (materiais que foram incorporados aos rejeitos em seu súbito deslocamento). Todavia, são notórias oscilações em alguns elementos nos lixiviados ácidos das seções amostrais, sobretudo, do Ti (312%) da Cd (110,5%) e Cu (108,5%). Tal comportamento se traduz na imprescindibilidade de se entender as particularidades que levaram às oscilações observadas nos pares de pontos amostrais nas seções transversais, devendo-se debruçar para isso na espacialidade da mobilização.

Ante a incorporação de carga química significativamente alta ao líquido percolante quando da interação de lixiviante de maior acidez com os materiais tecnogênicos, assim como a existência de ambientes marginais úmidos sobre os quais jazem os rejeitos, que apresentam condições redutoras, que são propícias a solubilidade de diversos metais e metaloides que podem ser nocivos à saúde dos organismos vivos, optou-se por tecer um comparativo entre as concentrações dos elementos químicos mensuradas nos extratos lixiviados e os padrões de potabilidade das águas instituídos.

Foram estabelecidas em normativas as concentrações máximas de determinados elementos químicos que são permitidas nas águas potáveis destinadas ao consumo humano, que se excedidas podem ser nocivas à saúde ocasionando danos significativos em exposições a longo prazo. As concentrações máximas comparativas foram estipuladas pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2017), pela União Europeia (PRAMMER, 1998), pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (EPA, 2020) e pelo Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2017).

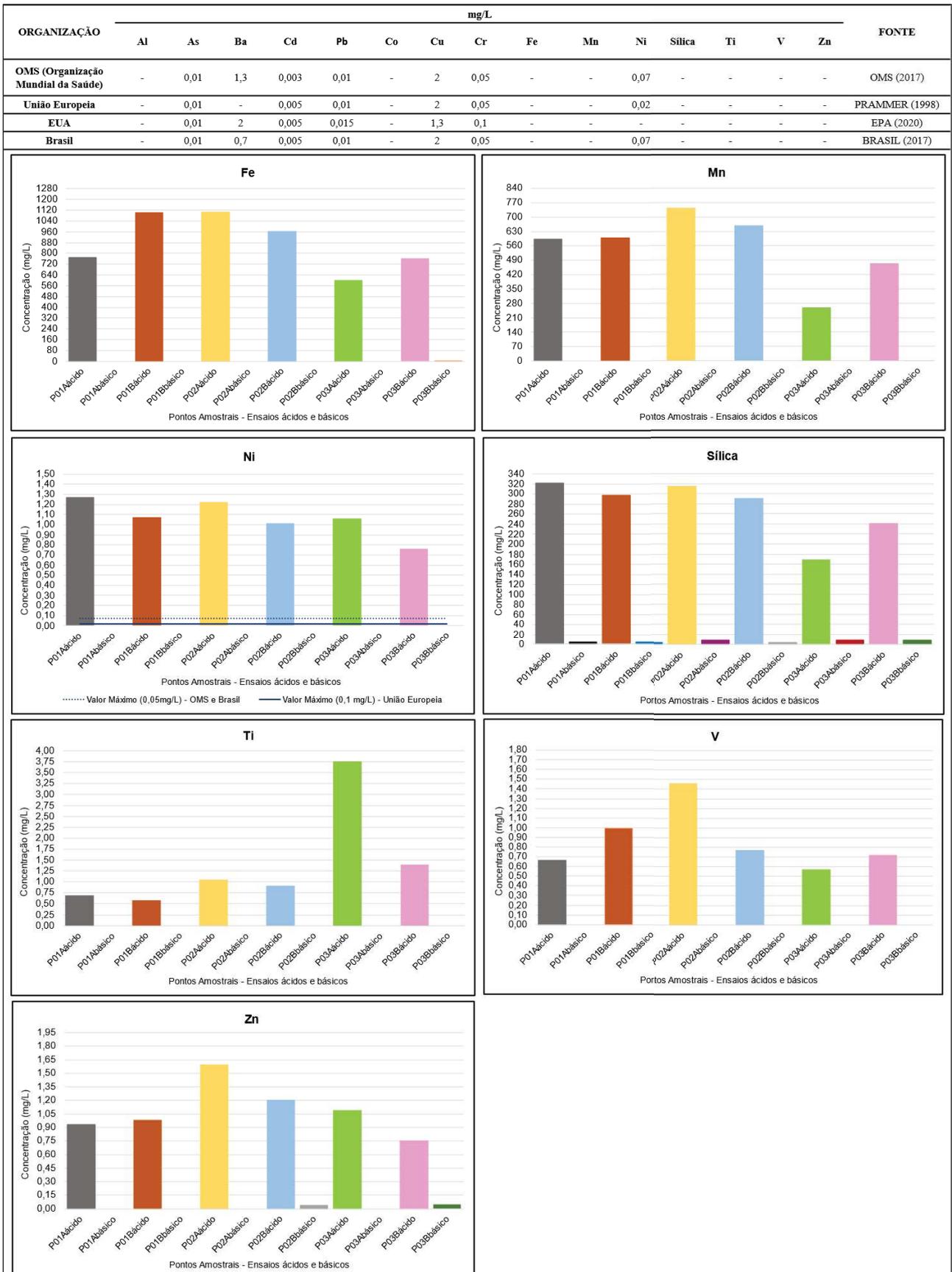
As concentrações dos elementos químicos mensurados nos extratos lixiviados e as que são permitidas para as águas potáveis destinadas ao consumo humano sem que representem riscos à saúde em longo prazo são representadas nas Figuras 47 e 48.

Figura 47 - Concentrações dos elementos químicos mensurados e as máximas permitidas para as águas potáveis destinadas ao consumo humano para as substâncias químicas que representam risco à saúde - Parte 1



Fonte: Prammer (1998), Brasil (2017), OMS (2017) e EPA (2020) e dados laboratoriais.

Figura 48 - Concentrações dos elementos químicos mensurados e as máximas permitidas para as águas potáveis destinadas ao consumo humano para as substâncias químicas que representam risco à saúde - Parte 2



Fonte: Prammer (1998), Brasil (2017), OMS (2017) e EPA (2020) e dados laboratoriais.

Os metais traço⁷ representam um grupo de elementos que são tidos como importantes contaminantes inorgânicos, dentre os quais se destacam Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn. Alguns, em baixas concentrações, são essenciais a biota, sendo, contudo, tóxicos em altas concentrações (MILLER; MILLER, 2007). Historicamente, parcela deles tem sido denominada na literatura técnica como metais pesados, embora não haja um concordância sobre o real significado do termo diante das definições empregadas serem contraditórias. Elementos que compõe esse grupo, tais como o Pb, Hg e o Zn, são tidos como altamente prejudiciais aos sistemas aquáticos, uma vez que são extremamente tóxicos aos seres vivos em concentrações elevadas. Dentre os metaloides destaca-se o As, cuja ingestão de mais de 100 mg pode desencadear envenenamento agudo, ao passo que ingestões de menores quantitativos e graduais ao longo do tempo podem ocasionar envenenamento crônico (MILLER; MILLER, 2007).

Ao comparar as concentrações estipuladas nas normatizações e as encontradas nos lixiviados ácidos é curioso notar que os padrões de potabilidade só não foram excedidos pela concentração de Cd, cujo limite máximo instituído pela Organização Mundial da Saúde é de 0,003 mg/L e pela União Europeia, EUA e Brasil é de 0,005 mg/L. Os demais metais e metaloides que tem limites de concentração estabelecidos (As, Ba, Pb, Cu, Cr, Ni) foram ultrapassados.

O As apresentou concentrações que excederam os limites estabelecidos (0,01 mg/L) em todas amostras ácidas, com destaque para o lixiviado P03A_{ácido}. As concentrações de Ba, com limites que vão de 0,7 mg/L no Brasil a 2 mg/L nos EUA, tiveram um comportamento similar ao serem excedidas em todos os extratos ácidos, com destaque para P02A_{ácido}. As concentrações de Pb se comportaram similarmente as do Ba. As concentrações de Cu tiveram os seus limites indicados pela OMS, União Europeia e Brasil (2 mg/L) excedidos somente em P02A_{ácido}. Já os limites em vigor nas normatizações dos EUA foram excedidos nos pares de pontos das seções P01 e P02 (P01A_{ácido}, P01B_{ácido}, P02A_{ácido} e P02B_{ácido}), sendo que os pontos amostrais da seção P03 não excederam o limite de tais concentrações. As concentrações máximas de Ni e Cr foram excedidas em todos os lixiviados ácidos, tendo as de Cr oscilado na seção P03, que apresentou as concentrações menos elevadas.

Elementos traço como o Co, por seu baixo quantitativo nas águas potáveis (OMS, 2017) não foram objeto de normatização. Outras concentrações de elementos nos extratos ácidos excedem o padrão organoléptico de potabilidade, o que pode provocar estímulos sensoriais que

⁷ Qualquer metal que é encontrado em baixas concentrações no ambiente, habitualmente, menor que poucos mg/kg (MILLER; MILLER, 2007).

afetam a aceitabilidade da água pelas populações abastecidas, tais como as concentrações médias ácidas de Fe (885 mg/L) e de Al (298,82 mg/L), que tem seus valores máximo determinados pela legislação brasileira (BRASIL, 2017) como sendo Fe (0,3 mg/L) e o Al (0,2 mg/L).

Há de se considerar que a adoção de pH extremamente ácido como lixiviante favoreceu a solubilização dos metais e metaloides, o que contribuiu para que as concentrações deles nos lixiviados ultrapassassem, por muitas vezes, os valores máximos permitidos nas regulamentações.

Ainda assim, a potencial mobilização de elementos químicos verificada quando os materiais tecnogênicos foram submetidos a condições que visaram replicar ambientes de redução, de maior acidez, demonstra que a premissa adotada pela Renova como justificativa deve ser examinada mais atentamente. Isso torna-se notório quando da consideração da possível mobilização dos elementos nos depósitos existentes nas áreas úmidas marginais (AUs de Planícies Inundáveis e AUs de Fundos de Vale) diante do sabido decréscimo de pH nesses ambientes redutores e o eventual quantitativo diminuto de S, que pode não ser capaz de promover a precipitação dos metais em sulfetos, o que poderia impedir que os metais dissolvidos sejam lixiviados e deslocados pela rede hidrográfica.

9 A ESPACIALIDADE DA MOBILIZAÇÃO: a interface de interação com os vetores longitudinal e lateral

A compreensão da potencial mobilização da carga química presente nos depósitos tecnogênicos oriundos do rompimento de Fundão nos diferentes ambientes marginais úmidos deve perpassar, além da avaliação do vetor por onde se dá a lixiviação a partir da percolação das águas pelas coberturas superficiais, da consideração de sua espacialidade ante as influências exercidas pelo vetor longitudinal do canal fluvial e pela interface canal-planície-vertente.

Isso decorre da complexidade com que se dão as múltiplas interações entre as águas e as coberturas superficiais tecnogênicas. A avaliação do vetor vertical, e a eventual lixiviação que se dá quando do carreamento dos solutos disponibilizados, permitiu que se verifica-se que os materiais oriundos da barragem para os quais se advoga a manutenção nos ambientes de deposição não permanecem inertes se submetidos a condição de redução.

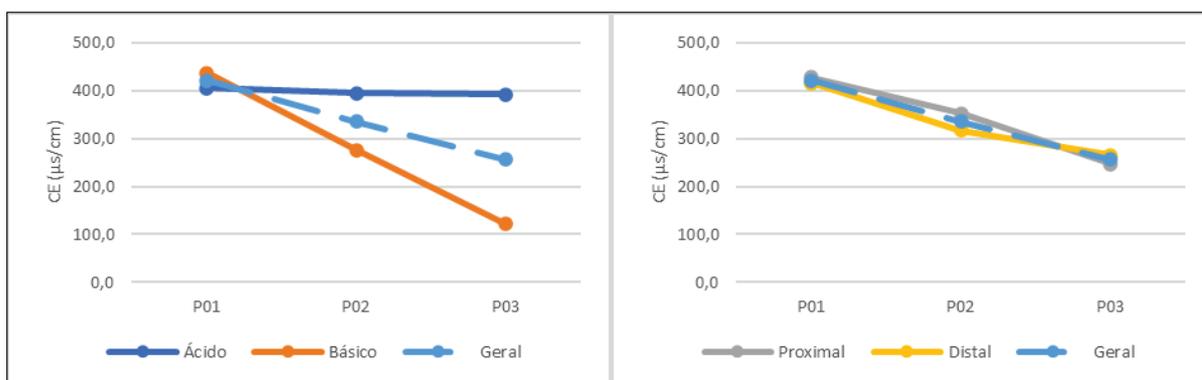
A interação entre as soluções altamente ácidas e básicas e os depósitos tecnogênicos a partir dos ensaios de lixiviação, conforme abordado no capítulo anterior, demonstrou que existe o potencial de mobilização dos elementos químicos dos materiais coletados quando esses são submetidos a interações com soluções aquosas de maior acidez. Isso decorre da potencialização das reações químicas, sobretudo, a hidrólise, que diante do fornecimento de H^+ adicional ao sistema foi intensificada, o que possibilitou a liberação de um maior percentual de solutos, que possivelmente foram exauridos dados os valores apresentados pela condutividade elétrica, que nas amostras básicas estiveram na média dos 400 $\mu S/cm$, valor tido como muito alto.

Diante disso, cabe averiguar qual a influência exercida pelo vetor longitudinal do canal afetado, haja vista o controle dos processos erosivos e deposicionais, onde há um constante retrabalhamento dos depósitos tecnogênicos ao longo da rede hidrográfica, e pelo vetor lateral, que considera as interações ocorridas entre o canal, a planície e a vertente nas seções transversais. No vetor lateral, os pontos amostrais das seções que se situavam nas imediações do canal fluvial foram denominados como margem proximal, já aqueles que se encontravam mais distantes e próximos a base das vertentes como margem distal.

A CE mensurada nos lixiviados demonstra que as amostras de montante tendem a ser mais mineralizadas que as de jusante. Essa variação ocorre gradualmente, havendo uma diferença de 64,3% entre a seção P01, de maior CE média, e P03, de menor CE média. É notório o ângulo diferenciado formado quando as amostras são agrupadas pelo pH. As amostras ácidas oscilaram somente 3,7% ao longo do vetor longitudinal, ao passo que as amostras básicas tiveram uma variação de 259,1% (FIGURA 49), o que reitera a indicação da efetividade da

hidrólise em meios fortemente ácidos, que mobilizou quantitativos similares de solutos, independentemente da localização dos pontos amostrais na área afetada. Nas seções P02 e P03 as amostras ácidas exibiram maiores valores de condutividade. Na seção P01, esse comportamento se inverteu, o que requer que se promova uma avaliação mais detalhada, haja vista os valores similares de pH e de CE encontrados.

Figura 49 - Variação longitudinal e lateral da condutividade elétrica nos extratos lixiviados no corredor hídrico afetado



Fonte: dados laboratoriais. Obs.:

Obs.: Gráficos construídos com os dados médios das amostras ácidas (P01A_{ácido}, P01B_{ácido}, P02A_{ácido}, P02B_{ácido}, P03A_{ácido}, P03B_{ácido}), básicas (P01A_{básico}, P01B_{básico}, P02A_{básico}, P02B_{básico}, P03A_{básico}, P03B_{básico}), de margem proximal (P01A_{ácido}, P01A_{básico}, P02A_{ácido}, P02A_{básico}, P03A_{ácido}, P03A_{básico}) e de margem distal (P01B_{ácido}, P01B_{básico}, P02B_{ácido}, P02B_{básico}, P03B_{ácido}, P03B_{básico}). Para a construção dos gráficos os valores abaixo dos limites de quantificação foram substituídos por zero.

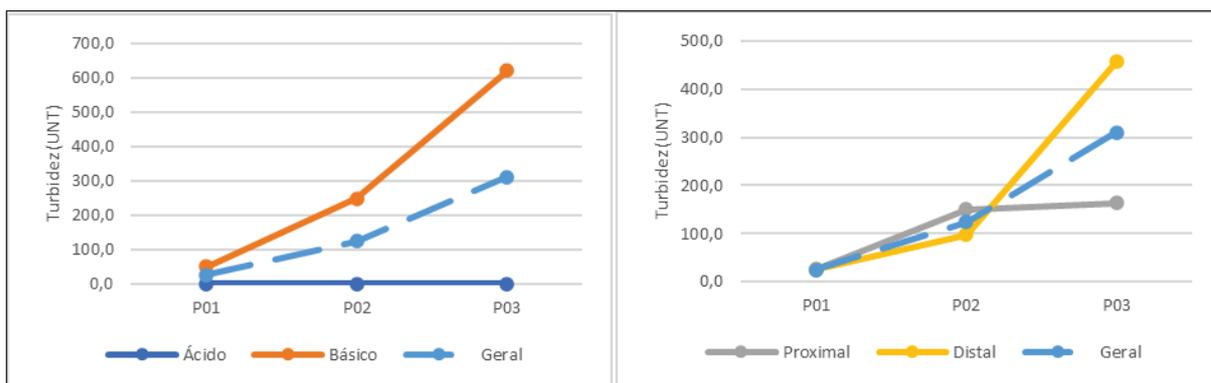
A alteração exibida pelas amostras básicas no vetor lateral indica uma queda na CE média, sendo que as mais elevadas foram observadas na margem proximal nas seções P01 e P02, sendo o oposto em P03, cuja as maiores mensurações estiveram na margem distal. Na seção P01 foi registrada CE de 443 μS/cm em P01A e de 433,2 μS/cm em P01B, em P02 essa foi de 309,6 μS/cm em P02A e de 241,6 μS/cm em P02B. Na seção P03, essa variação se inverte estando 140,4 μS/cm em P03B e 103,6 μS/cm em P03A. Considera-se que o comportamento exibido possa advir da presença nos lixiviados de elementos químicos com condutâncias distintas.

A oscilação das CE médias entre os pares de pontos amostrais das seções transversais demonstra que há um agrupamento por seção, visto que em P01 a variação entre a margem distal e a proximal foi de 3%, em P02 essa foi de 10,9%, e em P03 de 7,55%. Ao passo que longitudinalmente a variação entre as CE médias nas seções dos pontos de coleta em margem proximal foi de 73% e na distal de 56,2%.

A oscilação da turbidez, por sua vez, esteve entre as mais elevadas entre os parâmetros avaliados nas amostras básicas. Conforme mencionado, não houve alterações entre a turbidez dos extratos de pH ácido, esses tendo registrado valores de 0,0 UNT, o que deriva da não existência de carga em suspensão, o que se deve a preponderância da hidrólise na geração de carga em solução. A variabilidade da turbidez nas amostras de pH básico foi de 1.126%, com uma tendência de aumento de montante para jusante (FIGURA 50), sendo os valores observados na seção P03 consideravelmente mais elevados.

Os valores mais elevados nas amostras básicas estão atrelados a carga em suspensão presente. Mesmo diante do pH altamente alcalino adotado como lixiviante, os extratos resultantes apresentaram pH que se aproximaram da faixa de neutralidade. Quando essas condições estão em vigência a dispersão é favorecida, o que desencadeia o aumento da concentração de finos em suspensão, o que é responsável pelo aumento da turbidez.

Figura 50 - Variação longitudinal e lateral da turbidez nos extratos lixiviados no corredor hídrico afetado



Fonte: dados laboratoriais.

Obs.: Obs.: Gráficos construídos com os dados médios das amostras ácidas (P01A_{ácido}, P01B_{ácido}, P02A_{ácido}, P02B_{ácido}, P03A_{ácido}, P03B_{ácido}), básicas (P01A_{básico}, P01B_{básico}, P02A_{básico}, P02B_{básico}, P03A_{básico}, P03B_{básico}), de margem proximal (P01A_{ácido}, P01A_{básico}, P02A_{ácido}, P02A_{básico}, P03A_{ácido}, P03A_{básico}) e de margem distal (P01B_{ácido}, P01B_{básico}, P02B_{ácido}, P02B_{básico}, P03B_{ácido}, P03B_{básico}). Para a construção dos gráficos os valores abaixo dos limites de quantificação foram substituídos por zero.

Ao se avaliar o vetor hidrogeomorfológico lateral observa-se que embora exista a tendência de acréscimo da turbidez para jusante nas amostras básicas, a relação exibida entre os pares de pontos amostrais das seções apresenta uma maior complexidade, o que pode incorrer em uma dubiedade na interpretação dos dados. Na seção transversal P01, os valores registrados em P01A (51,7 UNT) e P01B (49,4 UNT) são muito similares. Já em P02, os valores obtidos na margem proximal são sensivelmente mais elevados que os da margem distal, comportamento

que se inverte em P03, onde a turbidez na margem distal, em P03B, é 913 UNT e na margem proximal é de 326,5 UNT.

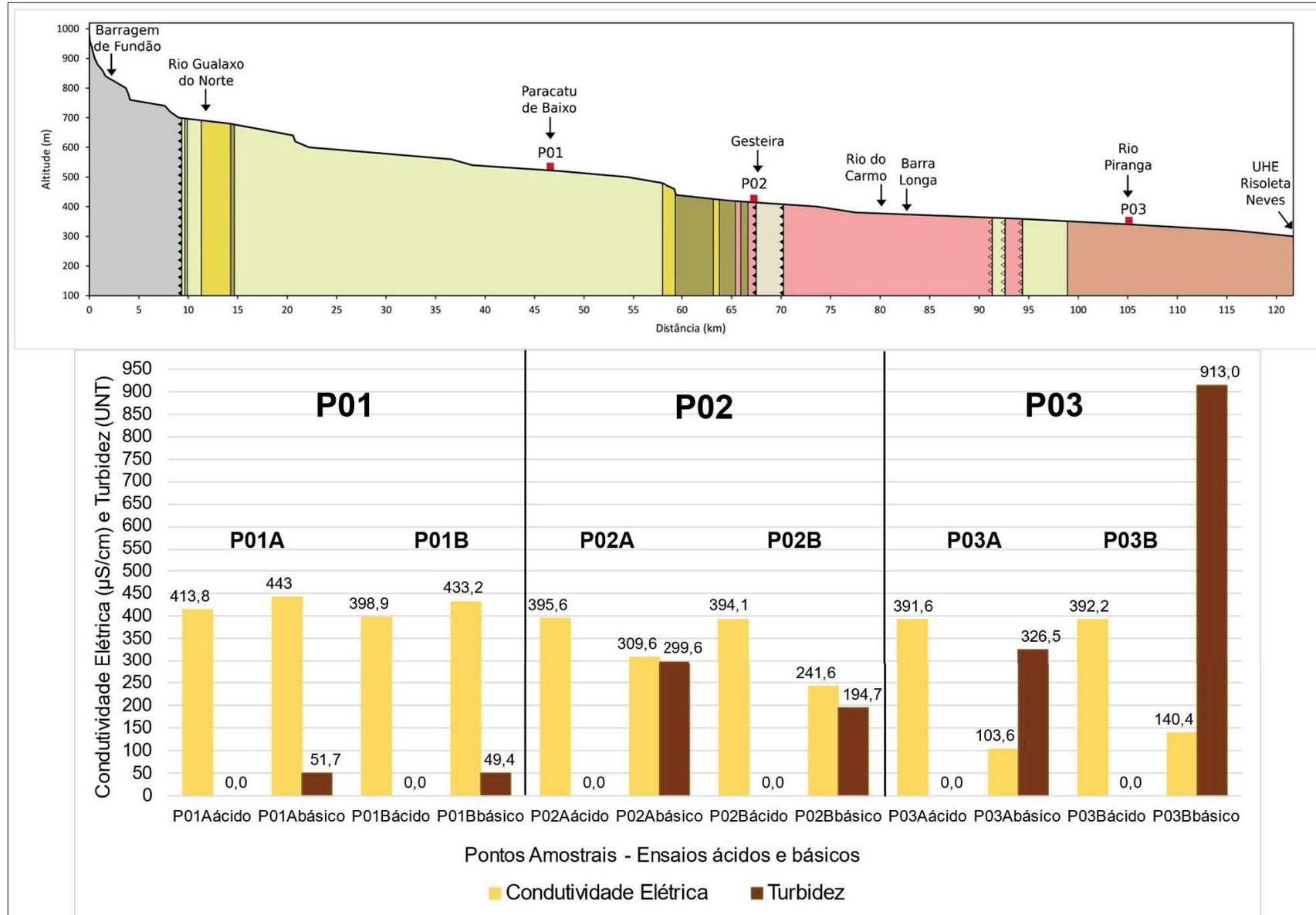
As oscilações da turbidez entre os pares de pontos das seções indicam que em P01 a variação entre a margem distal e a proximal foi de somente 4,6%, já em P02 essa foi de 53,9%, e em P03 de 179,6%. A seção P03 é aquela em que os pontos se encontram mais próximos entre si, o que denota menores variabilidades locais dos controles erosivo-deposicionais, sendo essa, todavia, aquela que apresentou os valores mais distantes.

Isso está intimamente relacionado a temporalidade e a espacialidade do desastre. O decapeamento da planície proximal onde situa-se P03A, que se encontra em cota que recorrentemente é submersa dada a elevação do nível do rio permanecendo menos argilas disponíveis nesse ponto da seção, o que faz pensar que nele a presença de argilas seja menor, uma vez que parcela delas já foi removida e transportada pela rede hidrográfica desde quando se deu a deposição do material tecnogênico, do aquelas verificadas em P03B, que se encontra situado próximo a base da vertente, em terraço do rio Piranga, que tem contato periódico somente com a água meteórica.

Ao longo do perfil longitudinal as variações da turbidez média foram expressivas nas seções da margem proximal (531,5%), sendo substancialmente maiores na margem distal (1748,2%). A Figura 51 ilustra o comportamento da CE e da turbidez nos lixiviados ácidos e básicos nos pares de pontos das seções transversais ao longo do perfil longitudinal. Em suma, as amostras básicas em que se verificou as maiores CE foram as de menor turbidez, o que pode ser observado nos pontos amostrais da seção P01. Situação inversa se deu nos lixiviados de P03, onde os menores valores de CE se davam juntamente com os maiores de turbidez.

Cabe destacar que a seção P01 é aquela em que se esperava uma maior homogeneização entre os parâmetros mensurados, visto que os controles geomórficos e hidrodinâmicos existentes influenciaram substancialmente o comportamento da deposição na localidade de Paracatu de Baixo. A seção está situada em área onde houve refluxo significativo de rejeitos, o que se deveu a existência de confluência com afluente da margem direita do rio Gualaxo do Norte e a retenção ocasionada pela existência de ruptura de declive (cachoeira) a jusante, que atua controlando a sedimentação no setor. Isso resultou na reorganização e conseqüente diminuição da velocidade dos fluxos, o que favoreceu a ocorrência de uma deposição mais homogênea nesse setor. Os valores mensurados de CE e turbidez parecem corroborar com esse pensamento.

Figura 51 - Condutividade elétrica e turbidez nos pares de pontos amostrais das seções transversais ao longo do perfil longitudinal

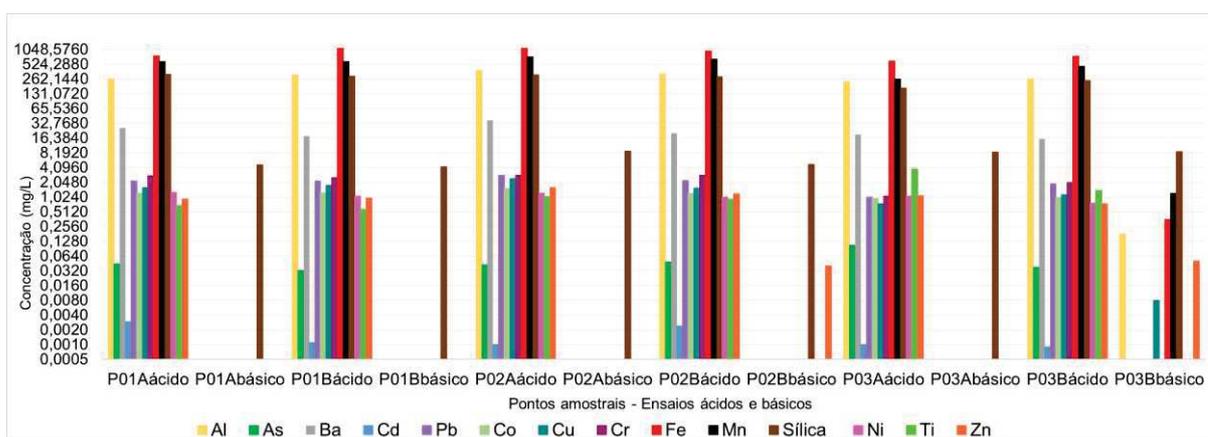


Fonte: dados laboratoriais

A considerável carga química lixiviada e incorporada ao líquido percolante indicada pela CE nas amostras de pH ácido demonstra o potencial da mobilização dos elementos químicos. Nesses lixiviados, o atingimento do pH de solubilização de diferentes metais e metaloides promoveu uma mobilização que apresentou especificidades ao longo do perfil longitudinal do canal afetado e na interface canal-planície-vertente. Um comparativo da concentração (mg/L) dos elementos químicos maiores e traços mensurados nas amostras ácidas e básicas dos extratos lixiviados é apresentado na Figura 52.

Tem-se que os elementos químicos mensurados nas amostras básicas foram representados pela sílica, uma generalidade que pode estar atrelada a solubilidade desse elemento em uma faixa de pH mais ampla, condição que é intensificada em pH a partir 9 (BIRKELAND, 1999). Exceções se deram em P02B, onde foi mensurado Zn e, sobremaneira, em P03B, ponto amostral situado em terraço do rio Piranga que foi atingido por refluxo, onde foram quantificados também Al, Cu, Fe, Mn e Zn. P03B foi o ponto amostral que também apresentou os maiores valores de turbidez. Supõe-se que a especificidade desse ponto amostral possa advir, em parte, do pH verificado no extrato lixiviado, que apresentou a menor média (5,05). Isso pode ter possibilitado a solubilização de percentual diminuto desses metais, como por exemplo de Al, que pode apresentar-se parcialmente solubilizado em pH próximos de 5 (BIRKELAND, 1999).

Figura 52 - Comparativo da concentração (mg/L) dos elementos químicos maiores e traços avaliados nas amostras ácidas e básicas dos extratos lixiviados



Obs.: Valores não indicados devido a escala vertical adotada ou encontram-se abaixo do limite de quantificação.

Fonte: dados laboratoriais

Ao se avaliar as curvas de concentração dos elementos químicos quando agrupados pelo mesmo pH (ácido) teve-se que longitudinalmente a seção P02 foi aquela em que houve a maior concentração dos elementos mensurados, o que abrangeu os maiores quantitativos de Al, Ba, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, V e Zn. A seção P01 exibiu os maiores valores para o Cd, Ni e Sílica, sendo que se deve atentar para a similaridade das mensurações de Ni e da Sílica em P01 e P02. A variação apresentada pelo Ni foi de apenas 4,9% dentro de uma oscilação de 28,6% entre as seções transversais. A sílica, por sua vez, exibiu uma variação de 2,3% entre P01 e P02, ao passo que houve uma alteração de 51,2% entre as seções transversais. A seção P03 teve os valores mais elevados de As e Ti.

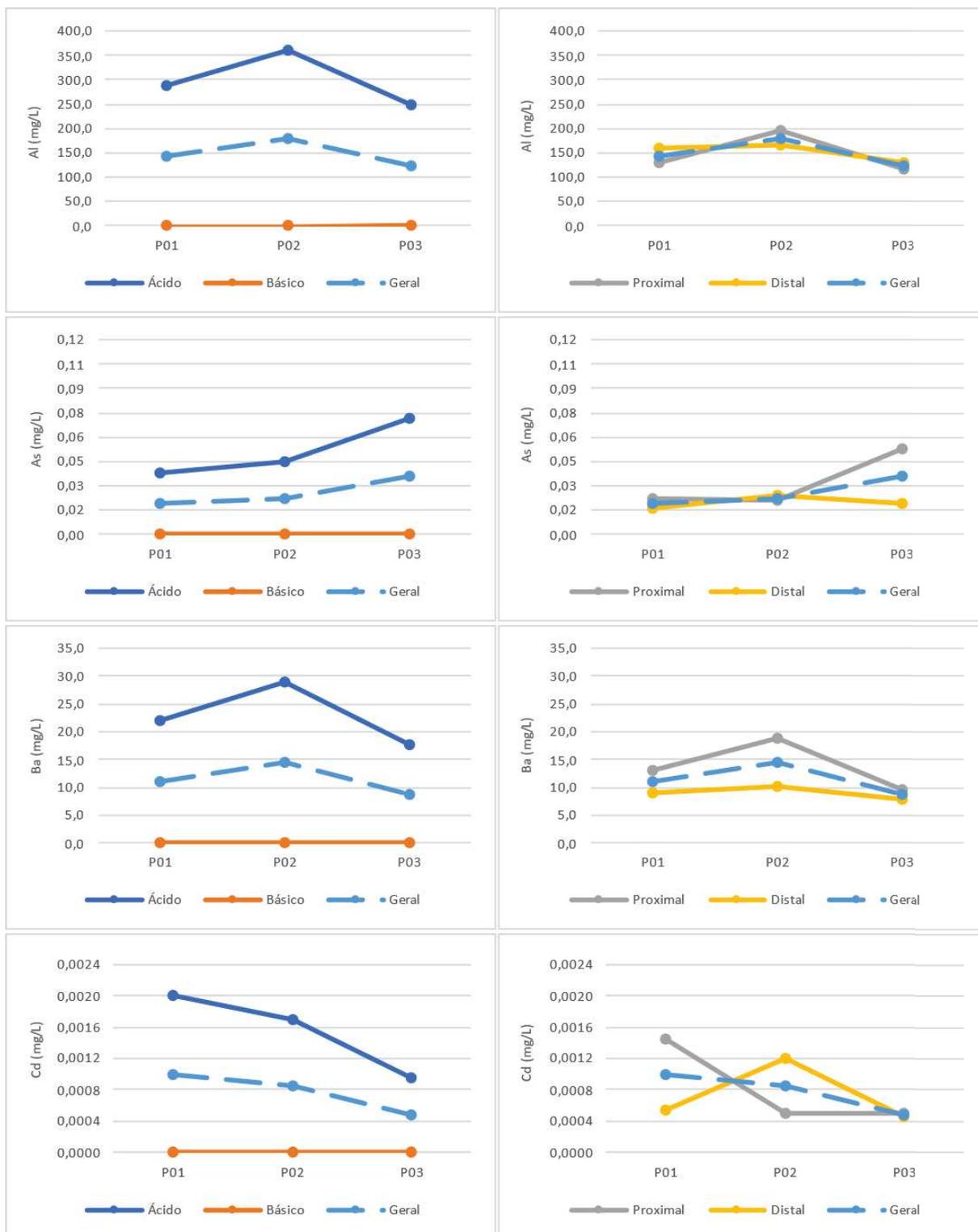
Ao longo do perfil longitudinal, o Ni foi o elemento que foi lixiviado de forma mais homogênea, tendo as suas concentrações oscilado 28,6% entre as seções transversais. A margem proximal apresentou concentrações superiores em todas as seções, essas variando da distal em 18,7% (P01), 20,8% (P02) e 39,5% (P03).

Dentre os elementos que mais apresentaram variações estiveram o Cd, o Cu o Ti. A oscilação do Ti esteve atrelada as concentrações mensuradas em P03A (margem proximal), que levou a variações acima de 300%. A oscilação do Cd esteve na casa dos 110,5%, tendo a ocorrida entre a margem proximal e distal em P01 e P02 ficado em 163,6% e 140%, respectivamente. Foi identificado um comportamento inverso entre os pontos, com o acréscimo de valores na margem proximal em P02 e seu posterior declínio, voltando a apresentar em P03 concentrações similares as de P01. Na margem distal, em P02, houve um declínio dos valores mensurados em P01, o qual se manteve em P03. A variação do Cd entre os pontos amostrais de P03 foi de 11%. A oscilação do Cu foi de 108,5%, tendo contribuído para isso, sobremaneira, a concentração verificada em P02A.

É notório que, se agrupados pelo pH, determinados elementos apresentam curvas de concentração similares entre as seções transversais tais como o Al, Ba, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, V e Zn, onde há uma elevação da seção P01 para a P02 e posterior declínio para P03. Longitudinalmente, foram percebidos declínios graduais e contínuos no comportamento do Cd e do Ni, assim como o fato da seção P03 tender a apresentar as menores concentrações do rol, com exceção dos elementos As e Ti, que exibiram o comportamento inverso.

As Figuras 53, 54, 55 e 56 exibem as variações observadas na concentração de elementos químicos mensurados nos vetores longitudinal e lateral do canal afetado no recorte espacial.

Figura 53 - Variação longitudinal e lateral dos elementos Al, As, Ba e Cd



Fonte: dados laboratoriais.

Obs.: Gráficos construídos com os dados médios das amostras ácidas (P01A_{ácido}, P01B_{ácido}, P02A_{ácido}, P02B_{ácido}, P03A_{ácido}, P03B_{ácido}), básicas (P01A_{básico}, P01B_{básico}, P02A_{básico}, P02B_{básico}, P03A_{básico}, P03B_{básico}), de margem proximal (P01A_{ácido}, P01A_{básico}, P02A_{ácido}, P02A_{básico}, P03A_{ácido}, P03A_{básico}) e de margem distal (P01B_{ácido}, P01B_{básico}, P02B_{ácido}, P02B_{básico}, P03B_{ácido}, P03B_{básico}). Para a construção dos gráficos os valores abaixo dos limites de quantificação foram substituídos por zero.

Figura 54 - Variação longitudinal e lateral dos elementos Pb, Co, Cu e Cr



Fonte: dados laboratoriais.

Obs.: Gráficos construídos com os dados médios das amostras ácidas (P01A_{ácido}, P01B_{ácido}, P02A_{ácido}, P02B_{ácido}, P03A_{ácido}, P03B_{ácido}), básicas (P01A_{básico}, P01B_{básico}, P02A_{básico}, P02B_{básico}, P03A_{básico}, P03B_{básico}), de margem proximal (P01A_{ácido}, P01A_{básico}, P02A_{ácido}, P02A_{básico}, P03A_{ácido}, P03A_{básico}) e de margem distal (P01B_{ácido}, P01B_{básico}, P02B_{ácido}, P02B_{básico}, P03B_{ácido}, P03B_{básico}). Para a construção dos gráficos os valores abaixo dos limites de quantificação foram substituídos por zero.

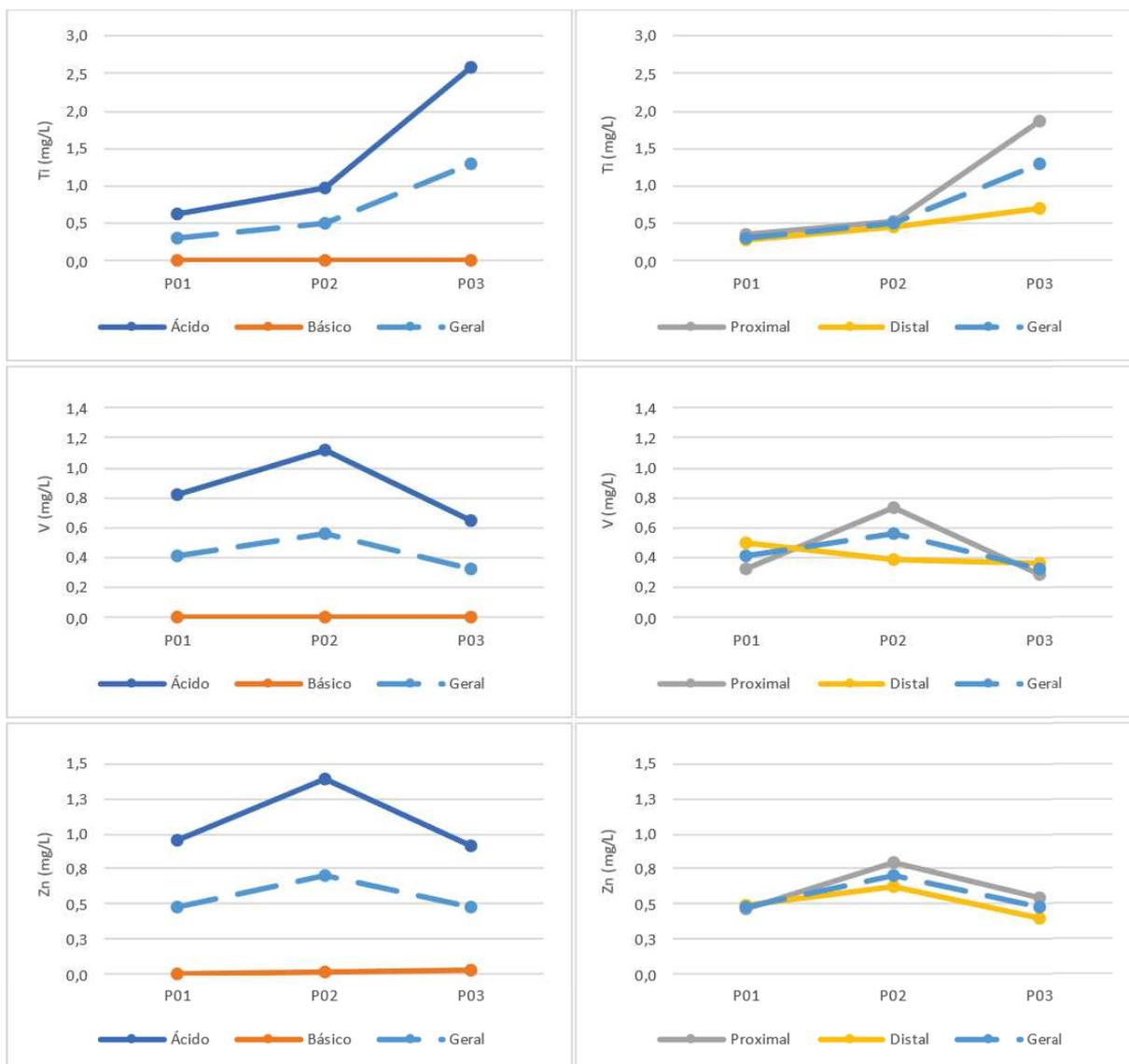
Figura 55 - Variação longitudinal e lateral dos elementos Fe (total), Mn, Ni e Sílica



Fonte: dados laboratoriais.

Obs.: Gráficos construídos com os dados médios das amostras ácidas (P01A_{ácido}, P01B_{ácido}, P02A_{ácido}, P02B_{ácido}, P03A_{ácido}, P03B_{ácido}), básicas (P01A_{básico}, P01B_{básico}, P02A_{básico}, P02B_{básico}, P03A_{básico}, P03B_{básico}), de margem proximal (P01A_{ácido}, P01A_{básico}, P02A_{ácido}, P02A_{básico}, P03A_{ácido}, P03A_{básico}) e de margem distal (P01B_{ácido}, P01B_{básico}, P02B_{ácido}, P02B_{básico}, P03B_{ácido}, P03B_{básico}). Para a construção dos gráficos os valores abaixo dos limites de quantificação foram substituídos por zero.

Figura 56 - Variação longitudinal e lateral dos elementos Ti, V e Zn



Fonte: dados laboratoriais.

Obs.: Gráficos construídos com os dados médios das amostras ácidas (P01A_{ácido}, P01B_{ácido}, P02A_{ácido}, P02B_{ácido}, P03A_{ácido}, P03B_{ácido}), básicas (P01A_{básico}, P01B_{básico}, P02A_{básico}, P02B_{básico}, P03A_{básico}, P03B_{básico}), de margem proximal (P01A_{ácido}, P01A_{básico}, P02A_{ácido}, P02A_{básico}, P03A_{ácido}, P03A_{básico}) e de margem distal (P01B_{ácido}, P01B_{básico}, P02B_{ácido}, P02B_{básico}, P03B_{ácido}, P03B_{básico}). Para a construção dos gráficos os valores abaixo dos limites de quantificação foram substituídos por zero.

Observa-se que a concentração dos elementos nas seções transversais tendem a ser mais pronunciadas nos pontos amostrais situados na margem proximal em todo o rol. As concentrações observadas na interface canal-planície-vertente foram mais elevadas na margem proximal para os elementos Al, As, Ba, Cd, Pb, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Si, Ti, V e Zn, sendo a exceção o Cr. Todavia, alguns deles apresentam, em determinados extratos lixiviados, valores muito similares entre a margem proximal e a distal, com variações diminutas tal como o Mn

(0,84%) e o Pb (0,9%) em P01, o Cr (1,4%) em P02 e o Co (3,1%) em P03. As maiores variações no vetor lateral estiveram na seção P03, representada pelo As (176,3%) e pelo Ti (167,8%).

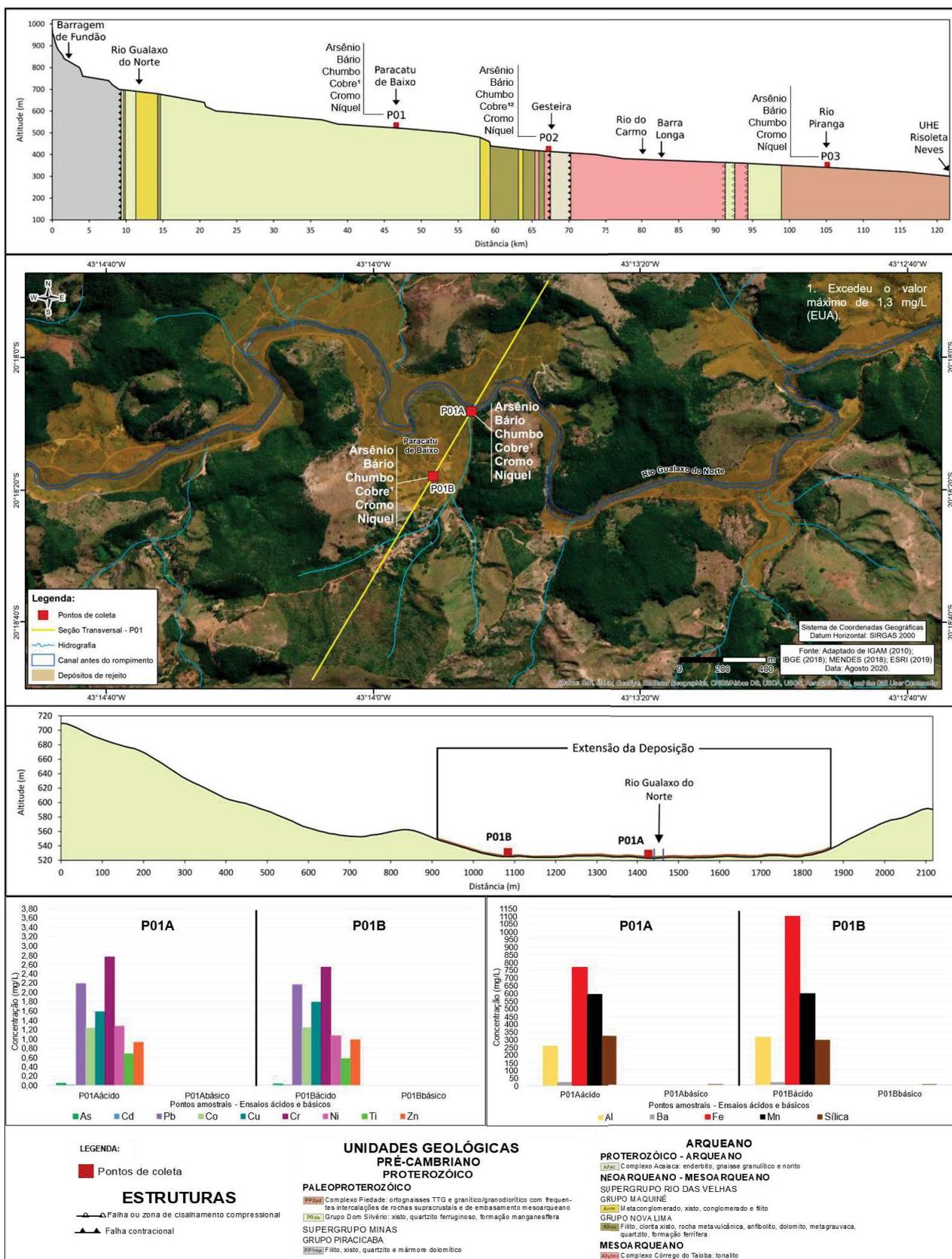
As concentrações na margem distal apresentaram oscilações inferiores em todos os elementos se comparadas às da margem proximal nas seções com exceção do Ni, que foi o que menos oscilou longitudinalmente no rol de amostras.

Destaca-se o comportamento apresentado pelos elementos As e Ti, em especial o Ti que teve as suas maiores concentrações no ponto P03A, o qual encontra-se em cota do rio Piranga periodicamente inundada, esse sendo um ambiente tipicamente redutor e propício a mobilização. Chama a atenção a variação de 312% entre as seções transversais, ao passo que teve uma variação de 167,8% de P03B, ponto amostral da planície distal do qual dista 6 m. O comportamento apresentado pelos pares de pontos da seção transversal P03 carece de confirmação em estudos mais verticalizados que considerem a complexidade dos processos de erosão e deposição ocorridos em um ambiente de leito maior, em uma confluência de dois canais fluviais de grande ordem hierárquica.

Assim, tem-se que o ponto P02A, da margem proximal da seção P02, que está situado em perfil exposto na margem direita do rio Gualaxo do Norte, a cerca de 2 m da margem do canal, foi aquele em foram registradas, para a maior parcela dos elementos mensurados, os valores mais elevados.

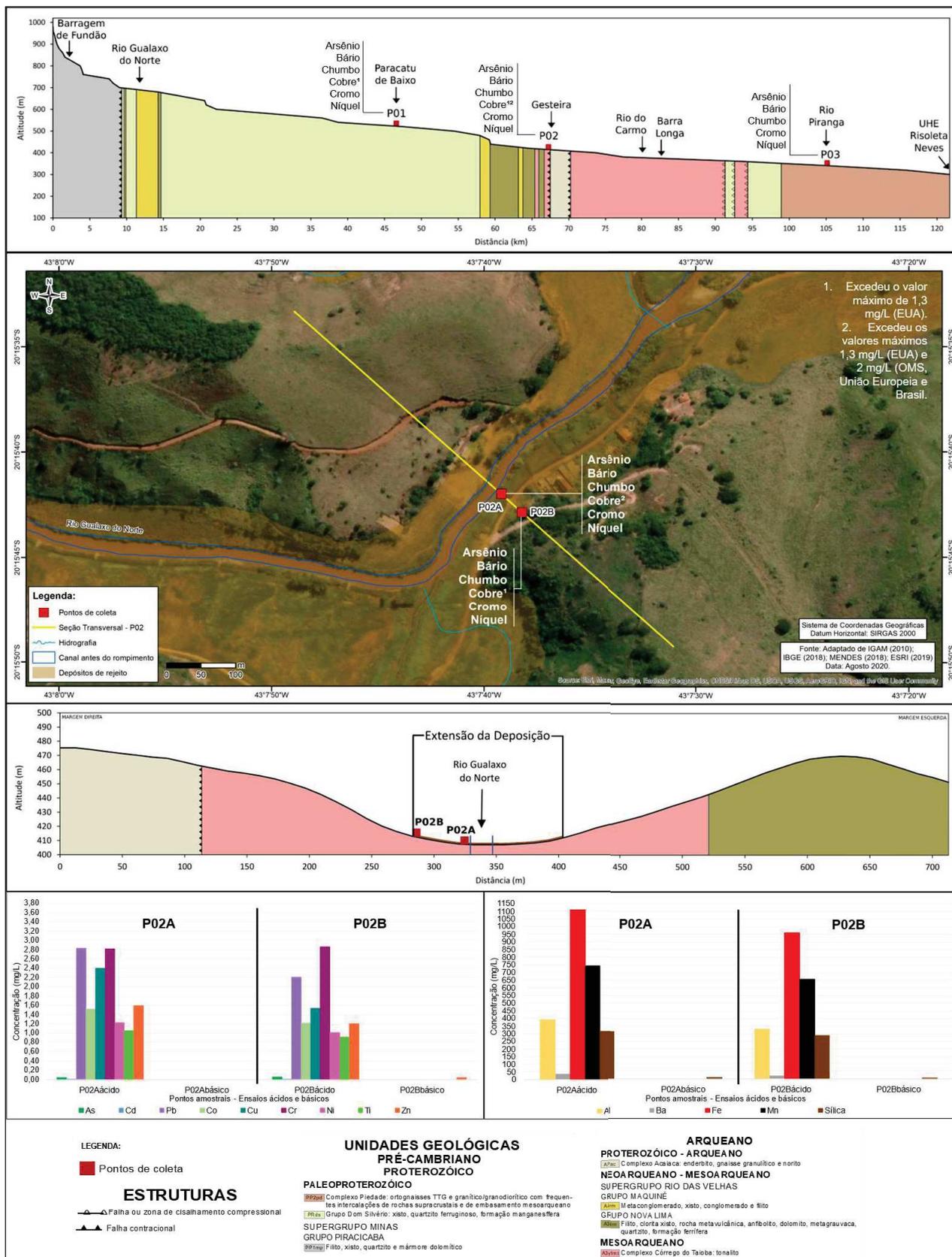
Ainda, buscou-se evidenciar a espacialização da mobilização no que se refere a ultrapassagem dos padrões de potabilidade nos pontos amostrais das seções transversais (FIGURAS 57, 58 e 59) pela concentração de elementos químicos nos lixiviados. Percebe-se que houve uma homogeneidade na superação dos padrões ao longo do perfil longitudinal, dando destaque a seção P02, em especial ao ponto amostral P02A (margem proximal), que foi aquele que extrapolou o maior quantitativo de limites estabelecidos, o que está diretamente atrelado a esse ter sido o ponto que apresentou as maiores concentrações em elementos como o Ba, Pb, Cu e Cr, com destaque para o Cu, que foi excedido em todos os limites comparativos para esse elemento somente nesse ponto.

Figura 57 - Elementos químicos mensurados nos extratos lixiviados e aqueles que excederam os padrões de potabilidade na seção transversal P01



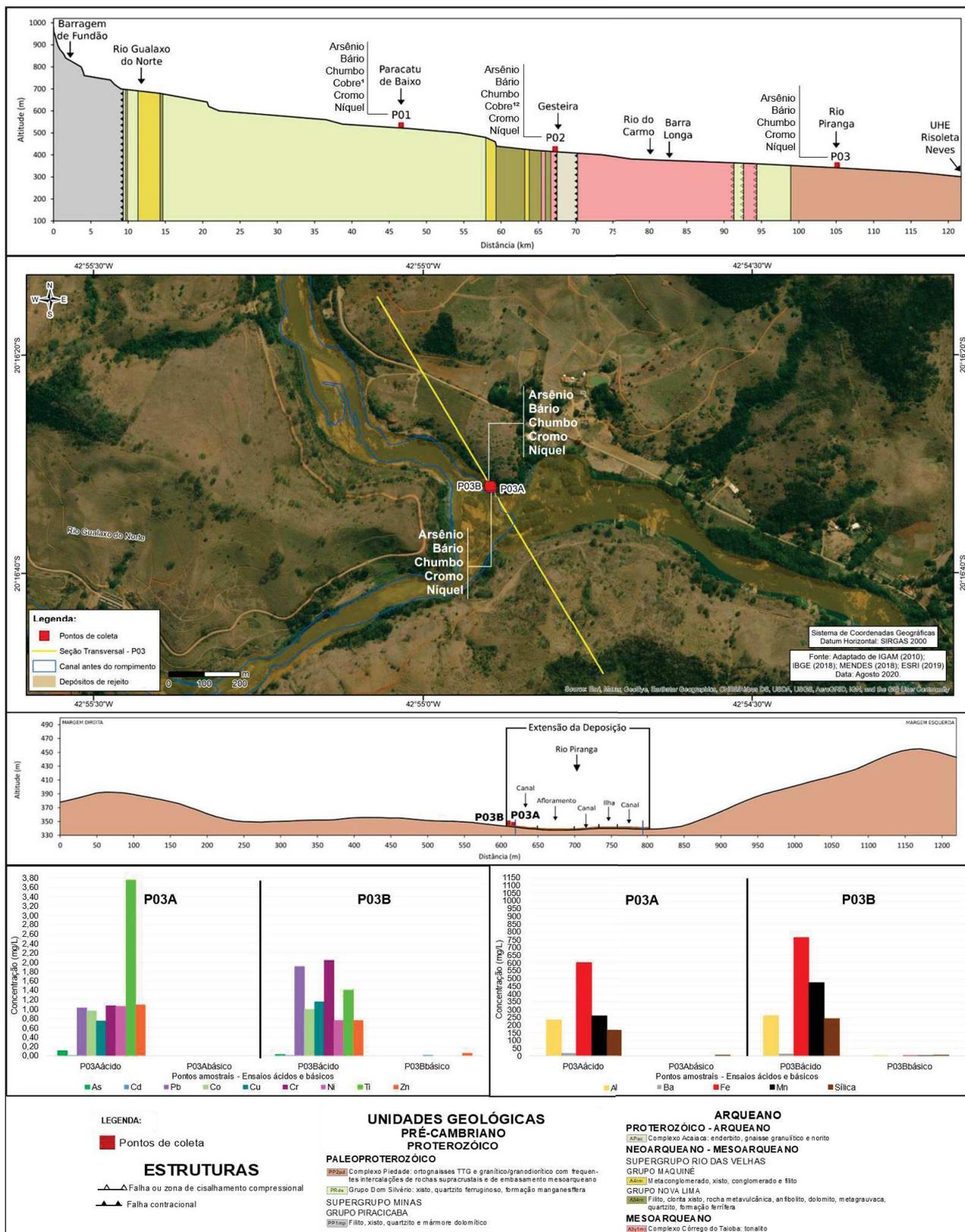
Fonte: dados laboratoriais.

Figura 58 - Elementos químicos mensurados nos extratos lixiviados e aqueles que excederam os padrões de potabilidade na seção transversal P02



Fonte: dados laboratoriais

Figura 59 - Elementos químicos mensurados nos extratos lixiviados e aqueles que excederam os padrões de potabilidade na seção transversal P03



Fonte: dados laboratoriais.

Em síntese, tem-se que ainda há inúmeras lacunas interpretativas no que se refere a distribuição espacial dos depósitos tecnogênicos oriundos do rompimento de Fundão, e, conseqüentemente, da influência que eles podem exercer na composição físico-química das águas. As mobilizações observadas evidenciam a não confirmação da advogada inércia química dos materiais e a necessidade de se entender as particularidades que levam a remobilização, especialmente, nos ambientes redutores.

Ao passo que o vetor longitudinal, por um lado, aparenta ter um comportamento de menor complexidade, onde os processos fluviais vêm atuando no retrabalhamento das coberturas tecnogênicas, as relações estabelecidas na interface calha-planície-vertente demonstram-se bem mais complexa.

10 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A mobilização de considerável carga química quando da interação entre lixivante fortemente ácido e os depósitos tecnogênicos demonstrou que a suposta inércia química preconizada pela gestora do desastre não se confirma quando os rejeitos são submetidos a condições de redução em ambientes de maior acidez, onde se é capaz de atingir o pH de solubilidade dos metais e metaloides que permaneceriam imobilizados em condições de oxigenação.

Embora o pH fortemente ácido adotado tenha promovido uma hidrólise significativa, o que resultou em um alto quantitativo de constituintes que foram disponibilizados e eventualmente lixiviados, não se deve negligenciar a potencial mobilização da carga química em ambientes redutores (níveis freáticos suspensos, contatos hidráulicos com o canal, acúmulo de água meteórica na superfície), em que se dá, naturalmente, a manutenção de condições ácidas e levemente ácidas, em especial, aquelas onde os pH de solubilização de metais podem ser alcançados. Algo a ser considerado quando os resultados preliminares apontam para uma maior mobilização nos pontos amostrais situados na margem proximal, onde encontram-se, recorrentemente, áreas úmidas de planície de inundação.

Desse modo, o processo de tomada de decisão acerca da seleção das alternativas de manejo dos rejeitos que melhor se adequem a realidade dos ambientes de deposição deve levar em consideração as distinções entre os ambientes com altos níveis de saturação, onde prevalecem condições redutoras, em que a remobilização da carga química é facilitada, e aqueles onde imperam as condições de oxidação, que tendem a manter determinados elementos imobilizados.

O manejo adotado para os depósitos tecnogênicos formados em áreas úmidas marginais que apresentem condições em que os rejeitos podem não permanecer geoquimicamente estáveis e com baixa toxicidade, sendo aptos a mobilizar elementos tais como o chumbo e o arsênio, deve ser revisto. Isso se deve ao potencial que determinadas áreas têm de não atender as condições mínimas que permitem com que os componentes dos materiais tecnogênicos oriundos do rompimento de Fundão não sejam recorrentemente lixiviados e direcionados ao corredor hídrico para serem transportadas, o que incorreria no não atendimento da premissa da inércia química advogada.

Entende-se que a manutenção dos rejeitos nos ambientes de deposição que apresentem condições de redução e de maior acidez pode causar impactos ambientais

negativos diante da eventual mobilização da carga química que possa vir a ocorrer. A determinação dos eventuais impactos negativos que possam advir dessa remobilização carece da realização de estudos mais verticalizados que se debrucem sobre os múltiplos desdobramentos que a manutenção que é defendida no momento presente pode desencadear. Assim sendo, faz-se necessário adotar um posicionamento crítico acerca das reais consequências da manutenção dos rejeitos em ambientes marginais úmidos.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10.004/2004**: Classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública. Rio de Janeiro/São Paulo, 2004.

ALEMGO. Assembleia Legislativa do Estado de Minas Gerais. **Comissão Extraordinária das Barragens - Relatório Final**. Belo Horizonte, 2015-2016.

ALMEIDA, C. A.; OLIVEIRA, A. F.; PACHECO, A. A.; LOPES, R. P.; NEVES, A. A.; QUEIROZ, M. E. L. R. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin - Brazil. **Chemosphere**. n.209, p. 411-420, 2018.

AMPLO. **Relatório de impacto ambiental – RIMA-EIA integrado do complexo Germano**. Belo Horizonte, 2017.

ANDRADE, C. D. Lira Itabirana. **Cometa Itabirano**, Itabira, 1984.

ANDRADE, T. C. G. **Impactos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão no município de Barra Longa, Minas Gerais**. 219 f. 2018. Programa de pós-graduação em Ambiente Construído e Patrimônio Sustentável, Escola de Arquitetura, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIROMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods**: for examination of water and wastewader. 23 ed. Washington, D.C.: APHA, 2017.

ARAÚJO, G. S. **Análise geoquímica de sedimentos e águas na bacia do rio do Carmo e sub-bacia do rio Gualaxo do Norte, pós-rompimento da barragem de rejeitos do Fundão, leste do Quadrilátero Ferrífero, MG**. 110 f. 2018. Monografia (Graduação). Departamento de Geologia, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, 2018.

ÁVILA, B. T.; FELIPPE, M. F.; DIAS, P. H. R. A dinâmica das interações entre as águas meteóricas e os rejeitos depositados com o rompimento da barragem de Fundão, Mariana - MG. In: In: PINHEIRO, L. S.; GORAYEB, A. (Org.). **Geografia Física e as Mudanças Globais. Ebook do XVIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Fortaleza: Editora UFC, 2019.

ÁVILA, B.T.; MENDES, L. C.; FELIPPE, M. F.; SILVA, B. M. Transformações na morfologia fluvial decorrentes do rompimento da Barragem de Fundão: estudos preliminares. In: PEREZ FILHO, A.; AMORIN, R. R. (Org.). **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento. Ebook do XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada e I Congresso Nacional de Geografia Física**. Campinas: Instituto de Geociências – UNICAMP, 2017.

BARROS, P. H. C. A.; VALADÃO, R. C. Aquisição e produção do conhecimento em geomorfologia: a investigação geomorfológica e seus conceitos fundantes. **Geosp – Espaço e Tempo** (Online), v. 22, n. 2, p. 416-436, 2018.

BIRKELAND, P. W. **Soil and geomorphology**. Oxford: Oxford University Press, 1999.

BRANDT. **Estudo de Impacto Ambiental (EIA) da Barragem de Rejeitos de Fundão - Mariana/MG**. Nova Lima, 2005.

BRASIL. **Lei nº 12.334, 20 de setembro de 2010**. Estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12334.htm. Acesso em: 14 ago 2020.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre o Código Florestal. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm. Acesso em: 30 maio 2020.

BRASIL. **Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993**. Dispõe sobre a regulamentação dos dispositivos constitucionais relativos à reforma agrária, previstos no Capítulo III, Título VII, da Constituição Federal. Brasília, DF: Congresso Nacional, 1993. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L8629compilado.htm. Acesso em: 26 abr. 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de consolidação nº5, de 28 de setembro de 2017**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html. Acesso em: 10 out. 2020.

BRASIL. **Termo de transação e ajustamento de conduta – Rompimento da barragem de Fundão**. Brasília, mar. 2016.

BRIERLEY, G. J.; FRYIRS, K. A. **Geomorphology and River Management: applications of the river styles framework**. Oxford: Blackwell Science Ltd, 2005.

BRITO, T. T. P. **Biogeoquímica da água intersticial em sedimentos marinhos adjacentes a foz do rio Doce após o rompimento da barragem de Mariana, MG**. 95 f. 2018. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geociências - Geociências. Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2018.

CANATO, B. F.; NALÍNI JÚNIOR, H. A. Geoquímica dos sedimentos da bacia do rio Gualaxo do Norte, MG. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 16. 2017, Armação dos Búzios. **Anais do XVI Congresso Brasileiro de Geoquímica**.

CAPART, H.; YOUNG, D-L.; ZECH, Y. Dam-break induced debris flow. In: MCCAFFREY, W.; KNELLER, B.; PEAKALL, J. (Ed.). **Particulate Gravity Currents**. Oxford: Blackwell Science Ltd, 2001.

CARMO, R. F.; TRINDADE FILHO, O. L.; DELGADO, J. U.; EVANGELISTA, H.; CONCEIÇÃO, D. A. Radiometric signature as an indicator of radiological pollution on Rio Doce after the disaster in tailings dam. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**. Budapeste, 2020.

CARVALHO FILHO, A.; CURI, N.; SHINZATO, E. Relações solo-paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 8, p. 903-916, ago. 2010.

CARVALHO, G. O.; PINHEIRO, A. A.; SOUZA, D. M.; PADILHA, J. A.; SOUZA, J. S.; GALVÃO, P. M.; PAIVA, T. C.; FREIRE, A. S.; SANTELLI, R. E.; MALM, O.; TORRES, J. P. M. Metals and Arsenic in Water Supply for Riverine Communities Affected by the Largest Environmental Disaster in Brazil: The Dam Collapse on Doce River. **Orbital: The electronic Journal of Chemistry**, v. 10, n.4, p. 299-307, jun. 2018.

CAVALLIERI, H. C. F. **Estudo da biodegradação de éter-aminas utilizadas na flotação do minério de ferro**. Dissertação (Mestrado). 179 f. 2011. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade de Ouro Preto, Ouro Preto, 2011.

CEARÁ. **Curso Técnico em Mineração**. Escola Estadual de Educação Profissional. Disponível em: https://www.seduc.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/37/2012/06/mineracao_mineralogia.pdf. Acesso em: 22 ago. 2020

CHEMEKOV, Y. F. Technogenic deposits. In: INQUA Congress, 11, 1983, Moscou. **Anais...** Moscou: INQUA, v. 3, 1983.

CH2M. **Plano de manejo de rejeito**. São Paulo, 2017.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2 ed. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 1980.

CLEARY, R. W. Águas subterrâneas. IN: RAMOS, F.; OCCHIPINTI, A. G.; VILLA NOVA, N. A.; REICHARDT, K.; MAGALHÃES, P. C.; CLEARY, R. (Orgs.). **Engenharia hidrológica**. Rio de Janeiro: ABRH/UFRJ, 1989.

CLEARY GOTTLIEB STEEN & HAMILTON LLP. **Comitê de especialistas para análise da ruptura da barragem de rejeitos de Fundão**: relatório sobre as causas imediatas da ruptura da barragem de Fundão. Nova Iorque, ago, 2016.

CLOUT, J. M. F.; MANUEL, J. R. **Iron Ore: Mineralogy, Processing and Environmental Sustainability**. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9781782421566000022>. Acesso em: 24 ago. 2020.

CODEMGE. Companhia de Desenvolvimento de Minas Gerais. **Recursos Minerais de Minas Gerais: Ferro**. Disponível em: <http://recursomineralmg.codemge.com.br/substancias-minerais/ferro/#:~:text=Sob%20condi%C3%A7%C3%B5es%20de%20fugacidade%20d,e,caso%20o%20nome%20de%20martita..> Acesso em: 22 ago. 2020.

CONSULTOR JURÍDICO. **CPI de Brumadinho aprova relatório que indícia Vale por crime ambiental**. Disponível em: <https://www.conjur.com.br/2019-nov-05/cpi-brumadinho-aprova-relatorio-indicia-vale-tuv-sud>. Acesso em: 25 jun. 2020.

COSTA, A. S. V.; VASCONCELLOS, C. D. O.; BRAVIN, T. C. Análise das alterações dos parâmetros de qualidade da água do Rio do Carmo, afluente do Rio Doce, após rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana-MG. **Holos Environment**, [S.l.], v. 18, n. 2, p. 160-176, 2018.

COSTA, A. T. **Geoquímica das águas e dos sedimentos da bacia hidrográfica do rio Gualaxo do Norte, leste-sudeste do Quadrilátero Ferrífero (MG)**: estudo de uma área afetada por atividade de extração mineral. 2001. 146 f. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2001.

COSTA, S. A. D.; KER, J. C.; SIMÕES, D. F. F.; FONTES, M. P. F.; FABRIS, J. D.; ANDRADE, F. V. Pedogênese e classificação de latossolos desenvolvidos de itabiritos no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 359-371, 2014.

COTA, G. E. M.; ROSA, N. M. G.; ROMEIRO, C. E.; MENDES, I. A. S.; MAGALHÃES JR., A. P. Aspectos legais da segurança de barragens de rejeito de minério: implicações para a qualidade ambiental e usos múltiplos da água no Alto Rio das Velhas (MG). **GEOgraphia**, v.21, n.45, p.32-46, jan./abr. 2019.

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Glossário Geológico Ilustrado**. Disponível em: <http://sigep.cprm.gov.br/glossario/>. Acesso em: 22 ago. 2020

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Mapa Geodiversidades do Brasil**. Brasília, 2006. Escala 1: 2.500.000.

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Monitoramento especial da bacia do rio Doce - Relatório 01: Acompanhamento da onda de cheia**. Belo Horizonte, dez, 2015.

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Monitoramento especial da bacia do rio Doce - Relatório 02: Geoquímica**. Belo Horizonte, dez, 2015.

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Monitoramento especial da bacia do rio Doce - Relatório 03: Monitoramento Simultâneo ao longo de 15 dias**. Belo Horizonte, abr, 2016.

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Monitoramento especial da bacia do rio Doce - Relatório 04: Hidrometria, Sedimentometria e Qualidade da Água nas Estações Fluviométricas da RHN após a Ruptura da Barragem de Rejeito**. Belo Horizonte, maio, 2016.

CRUTZEN, P. J. Geology of mankind. **Nature**. v. 415, 2002.

CUPOLILLO, F.; ABREU, M. L.; VIANELLO, R. L. Climatologia da bacia do rio Doce e sua relação com a topografia local. **Geografias**, Belo Horizonte, v.4, n.1, p.45-60, jul-dez.2008.

- CUPOLILLO, F. **Diagnóstico hidroclimatológico da bacia do rio Doce**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- DIAS, C. A.; COSTA, A. S. V.; GUEDES, G. R.; UMBELINO, G. J. M.; SOUZA, L. G.; ALVES, J. H.; SILVA, T. G. M. Impactos do rompimento da barragem de Mariana na Qualidade da água do rio Doce. **Revista Espinhaço**, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 21-35, 2018.
- DINIZ, C. F. S. **Determinação multielementar em amostras de água da bacia do Rio Doce após o acidente da Barragem de Fundão**. 125 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Química - Química Analítica), Instituto de Ciências Exatas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.
- DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Anuário mineral brasileiro: principais substâncias metálicas 2016 - ano base 2015**. Brasília: DNPM, 2016.
- DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Sumário Mineral 2016**. Brasília: DNPM, 2018.
- EMBRAPA. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. Neossolos Flúvicos. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7k02wx7ha087apz246ynf0t.html. Acesso em: 20 set. 2020.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- EVANGELOU, V. P. **Environmental soil and water chemistry: principles and applications**. Nova Iorque: John Wiley and Sons, 1998.
- EPA. Environmental Protection Agency. **National Primary Drinking Water Regulations**. Estados Unidos da América, 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations#Inorganic>. Acesso em: 10 out. 2020.
- FACURY, D. M.; CARVALHO, V. J. B. B.; COTA, G. E. M.; MAGALHÃES JR., A. P.; BARROS, L. F. P. Panorama das publicações científicas sobre o rompimento da Barragem de Fundão (Mariana-MG): subsídios às investigações sobre o maior desastre ambiental do país. **Cadernos de Geografia**, v. 29, n. 57, p.306-333, 2019.
- FANNING, D. J.; FANNING, M. C. B. **Soil: morphology, genesis and classification**. New York: John Wiley & Sons, 1989.
- FEAM. Fundação Estadual do Ambiente. **Barragens de contenção de rejeitos e resíduos**. Belo Horizonte, 2020.
- FEITOSA, F. A. C.; MANOEL-FILHO, J (Coords.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 2 ed. Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2000.

FELIPPE, M. F.; ALMEIDA NETO, J. O.; Comparação de técnicas de obtenção de Sólidos Totais Dissolvidos nas águas: contribuição para os estudos de desnudação geoquímica. **Revista Brasileira de Geomorfologia**.

FELIPPE, M. F.; COSTA, A.; FRANCO, R.; MATOS, R. E. S. 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**, Belo Horizonte, edição Especial Vale do Rio Doce, p. 63-94, 2016a.

FELIPPE, M. F.; COSTA, A.; FRANCO JÚNIOR, R.; MATOS, R. E. S.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Acabou-se o que era Doce: notas geográficas sobre a construção de um desastre ambiental. In: MILANEZ, B.; LOSEKANN, C. (Orgs.). **Desastre no Vale do Rio Doce: antecedentes, impactos e ações sobre a destruição**. Rio de Janeiro: Folio Digital: Letra e Imagem, 2016b.

FERNANDES, K. N. **Qualidade das águas nos rios Gualaxo do Norte, Gualaxo do Sul e do Carmo, afluentes do Alto Rio Doce (WATU): metais, metaloides e índice de qualidade das águas antes e após o rompimento da barragem de rejeitos Fundão da Samarco/Bale/BHP Billiton, em Mariana, MG. 2017. 223 f. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2017.**

GEMG. Governo do Estado de Minas Gerais. **Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG**. Belo Horizonte, fev. 2016.

GOLDER ASSOCIATES. **Avaliação dos impactos no meio físico resultantes do rompimento da barragem de Fundão**. Belo Horizonte, 2016.

GOMES, C.S. **Bases teórico-conceituais e subsídios para a classificação hidrogeomorfológica das áreas úmidas em Minas Gerais**. 2017. 212 f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

GOMES, C. S.; MAGALHÃES JR. A. P. Classes hidrogeomorfológicas de áreas úmidas em Minas Gerais. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 2], p.313-327, abr./jun. 2020.

GOUDIE, A. S. (Ed.) **Encyclopedia of geomorphology**. Vol. 01 (A - I). Londres: Routledge, 2004.

GUIMARÃES, J. I. **Impacto do Rompimento de uma barragem de rejeitos de ferro sobre a qualidade das águas superficiais. Estudo de caso: bacia do rio Doce**. 172 f. 2018. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

GUIMARÃES, J. I.; SOARES, A. L. C.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P. C.; MELO, L. D. V.; OLIVEIRA, J. C.; ALKIMIM, A. R.; CARVALHO, D. M.; SOUZA, G. A.;

DANTAS, M. S.; BARROSO, G. R.; OLIVEIRA, S. C. O IMPACTO DO ROMPIMENTO DE UMA BARRAGEM DE REJEITOS DE MINÉRIO DE FERRO SOBRE A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS. ESTUDO DE CASO: BACIA DO RIO DOCE. **Anais do 15 Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Florianópolis, 2017.

GUPTA, A. **Tropical geomorphology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2011.

HUDSON INSTITUTE OF MINERALOGY. **Database of minerals, rocks and meteorites**. 2020. Disponível em: <<https://www.mindat.org/>>. Acesso em: 22 ago. 2020.

HUGGETT, R. J. **Fundamentals of Geomorphology**. 2 ed. Londres/Nova Iorque: Routledge, 2007.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Lauda técnico preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. Brasília, nov, 2015.

IBAMA; SEMAD; IEMA. Nota Técnica nº 002/2017. **Análise do plano de manejo de rejeitos apresentado pela Fundação RENOVA**. Belo Horizonte, 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil**: compatível com a escala 1:250.000. Série Relatórios Metodológicos. vol. 45. Rio de Janeiro, 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico 2010: Grande Estatística**. 2016. Disponível em: <http://mapasinterativos.ibge.gov.br/grade/default.html>. Acesso em: 1 abr. 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades@**. 2020. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/>. Acesso em: 20 fev. 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de clima do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2002. 1 mapa. Escala 1:5 000 000.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **PIB por município**. 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html?=&t=pib-por-municipio>. Acesso em 30 maio 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **PIB por município. PGI - Plataforma Geográfica Interativa**. 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/pibmunic/>. Acesso em: 30 maio 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Gestão e manejo de rejeitos da mineração**. Brasília: IBRAM, 2016.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Rede hidrográfica ottocodificada do estado de Minas Gerais**: bacia do Rio Paraíba do Sul. Belo Horizonte, 2010. Escala 1:50.000.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Armazenamento de água no solo**: normais climatológicas 1961-1990. Brasília, 2019.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Balanco Hídrico Climatológico**: Normais climatológicas 1961-1990. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=agrometeorologia/balancoHidricoClimatico>. Acesso em: 20 nov. 2018.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Precipitação acumulada mensal e anual (normais climatológicas do Brasil 1961-1990)**: estações climatológicas de Belo Horizonte, Ibitaré, João Monlevade e Viçosa no estado de Minas Gerais. Brasília, 2017. Acesso em: 10 jan. 2019.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Temperatura mínima, máxima e média compensada (normais climatológicas do Brasil 1961-1990)**: estações climatológicas de Belo Horizonte, Ibitaré, João Monlevade e Viçosa no estado de Minas Gerais. Brasília, 2017. Acesso em: 10 jan. 2019.

JACOBS; CH2M. **VOLUME 2 – Aplicação do plano de manejo de rejeito nos trechos 6 e 7**. São Paulo. Janeiro de 2018.

JACOBS; CH2M. **VOLUME 3 - Aplicação do plano de manejo de rejeito nos trechos 1 ao 4**. São Paulo. Fevereiro/2018.

JACOBS; CH2M. **VOLUME 4 - Aplicação do plano de manejo de rejeito no trecho 9**. São Paulo. Agosto/2018.

JACOBS; CH2M. **VOLUME 5 - Aplicação do plano de manejo de rejeito nos trechos 10 e 11**. São Paulo. Dezembro/2018.

JACOBS; CH2M. **VOLUME 6 - Complementação da aplicação do plano de manejo de rejeito no trecho 8 – REV-02**. São Paulo. Julho/2018.

JAXA. **Japan Aerospace Exploration Agency**. ALOS PALSAR. Disponível em: <https://asf.alaska.edu/>. Acesso em: 13 maio 2020.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LUZ, A. B.; LINS, F. A. **Rochas & Minerais Industriais**. 2.ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008.

MACHADO, C. A. A pesquisa de depósitos tecnogênicos no Brasil e no mundo. **Revista Tocantinense de Geografia**, Araguaína (TO), n. 2, p. 15-35, jan-jun, 2013.

MACHADO, M. F.; SILVA, S. F. (Orgs.). Serviço Geológico do Brasil. **Geodiversidade do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: CPRM, 2010.

MAIA, F. F. **Elementos traços em sedimentos e qualidade da água de rios afetados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, MG**. 2017. 44f. Dissertação (mestrado). Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2017.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Serviço Florestal Brasileiro. **Cadastro Ambiental Rural (CAR)**. Brasília, 2020.

MENDES, L. C. **Alterações geomorfológicas e danos aos pequenos produtores rurais atingidos pelo rompimento da Barragem de Fundão na bacia do rio do Carmo – MG**. 2018. 141 f. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2018.

MILANEZ, B; LOSEKAN, C. Considerações finais - Desafios para o Rio Doce e para o debate sobre o modelo mineral brasileiro. In: MILANEZ, B.; LOSEKANN, C. (Orgs.). **Desastre no Vale do Rio Doce: antecedentes, impactos e ações sobre a destruição**. Rio de Janeiro: Folio Digital: Letra e Imagem, 2016.

MILANEZ, B; PINTO, R. G. Considerações sobre o Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta firmado entre Governo Federal, Governo do Estado de Minas Gerais, Governo do Estado do Espírito Santo, Samarco Mineração S.A., Vale S. A. e BHP Billiton Brasil LTDA. **PoEMAS – Política, Economia, Mineração, Ambiente e Sociedade**, abr. 2016.

MILLER, J. R.; MILLER, S. M. O. **Contaminated Rivers: a geomorphological-geochemical approach to site assessment and remediation**. Dordrecht: Springer, 2007.

MINAS GERAIS. **Lei nº 23.291, de 25 de fevereiro de 2019**. Institui a política estadual de segurança de barragens. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=47899>. Acesso em: 14 ago. 2020.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD); Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (SEAPA). **Metodologia para elaboração do Zoneamento Ambiental Produtivo: ZAP das sub-bacias hidrográficas**. 2 ed. Belo Horizonte, 2016.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD); Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (SEAPA). **ZAP Sub-bacia Alto Rio Doce**. Belo Horizonte, 2020.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD); Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (SEAPA). **ZAP Sub-bacia Baixo Carmo**. Belo Horizonte, 2020.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD); Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (SEAPA). **ZAP Sub-bacia Baixo Piranga**. Belo Horizonte, 2020.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD); Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (SEAPA). **ZAP Sub-bacia Gualaxo do Norte**. Belo Horizonte, 2020.

NÍMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1989.

NIR, D. **Man, a Geomorphological Agent: an introduction to anthropic geomorphology**. Jerusalém: Ketem Pub House, 1983.

OLIVEIRA, A. M. S.; BRANNSTROM, C.; NOLASCO, M. C.; PELOGGIA, A. U. G.; PEIXOTO, M. N. O.; COLTRINARI, L. Tecnógeno: registro da ação geológica do homem. IN: SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K.; OLIVEIRA, A. M. S.; OLIVEIRA, P. E. (Eds.). **Quaternário no Brasil**. Holos Editora: Ribeirão Preto, 2005.

OMS. Organização Mundial da Saúde. **Guidelines for Drinking-water Quality: fourth edition incorporating the first addendum**. Genebra: Organização Mundial da Saúde, 2017.

PELOGGIA, A. U. G. A ação do homem enquanto ponto fundamental da geologia do Tecnógeno: proposição teórica básica e discussão acerca do caso do município de São Paulo. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 27, n. 3, p. 257-268, set. 1997.

PELOGGIA, A. U. G. A cidade, as vertentes e as várzeas: a transformação do relevo pela ação do homem no município de São Paulo. *Revista do Departamento de Geografia*, São Paulo, v.16, [s.n], p.24-31, jan./jul. 2005.

PELOGGIA, A. U. G. **Delineação e aprofundamento temático da geologia do Tecnógeno do município de São Paulo**: as conseqüências geológicas da ação do homem sobre a natureza e as determinações geológicas da ação humana em suas particularidades referentes. 1996. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em geoquímica e geotectônica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1997.

PELOGGIA, A. U. G. O problema estratigráfico dos depósitos tecnogênicos. In: **Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário**, 2003.

PELOGGIA, A. U. G. O significado arqueológico dos depósitos tecnogênico-aluviais da bacia do rio Una (Taubaté, SP). **Revista Arqueologia Pública**, v. 9, n.11, p. 207-219, 2015.

PELOGGIA, A. U. G.; OLIVEIRA, A. M. S. Tecnógeno: um novo campo de estudos das geociências. In: **Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário**. 2005.

PELOGGIA, A. U. G.; OLIVEIRA, A. M. S.; OLIVEIRA, A. A.; SILVA, E. C. N.; NUNES, J. O. R. Technogenic geodiversity: a proposal on the classification of artificial ground. **Quaternary and Environmental Geosciences**, v. 5, n. 1, p. 28-40, 2014.

PELOGGIA, A. U. G.; ORTEGA, A. M. Sobre a recorrência geohistórica de desastres ambientais no Sudeste do Brasil: uma perspectiva de longa duração. **Revista UNG - Geociências**, v.15, n. 2, p. 61-74, 2016.

PRAMMER, B. Directiva 98/83/CE do Conselho de 3 de novembro de 1998 relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. **Jornal Oficial das Comunidades Européias**, v. 1, p. 1-23, 1998.

QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; ALMEIDA, L. S.; ROMERO, T. B.; SANTAELLA, S. T.; BERNARDINO, A. F.; OTERO, X. L. The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of the Total Environment**. [s/l.], v. 637- 638, p. 498-506, out. 2018.

REIS, D. A. **Contaminação química e microbiológica em águas e sedimentos da bacia do rio Gualaxo do Norte, sub-bacia do rio Doce, submetida a fatores de pressão antrópicos e ao rompimento da barragem de Fundão**. 223 f. 2019. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2019.

RODRIGUES, A. S. L. **Caracterização da bacia do rio Gualaxo do Norte, MG, Brasil**: avaliação geoquímica ambiental e proposição de valores de background. 162 f. 2012. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais. Departamento de Geologia, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; CAVALCANTI, A. P. B. **Geocologia das Paisagens**: uma visão geossistêmica da análise ambiental. 2ª ed. Fortaleza: UFC Edições, 2007.

ROESER, H. M. P.; ROESER, P. A. O Quadrilátero Ferrífero-MG, Brasil: aspectos sobre sua história, seus recursos minerais e problemas ambientais relacionados. **Geonomos**, v.18, n. 1, p. 33-37, 2010.

ROMERO, T. B. **Metais em sedimentos do estuário do rio Doce (ES) após rompimento da barragem em Mariana (MG)**. 61 f. 2017. Monografia (Graduação). Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

ROMERO, T. B.; OTERO, X. L.; FERREIRA, T. O.; SANTELLA, S. T. Geoquímica de sedimentos do estuário do rio Doce (ES) após rompimento da barragem em Mariana (MG). In: IX Encontro de Pesquisa e Pós-Graduação, 9., 2016, Encontros Universitários da UFC, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: [s.n], v. 1, 2016.

ROSIÈRE, C. A.; GHEMALE JR, F. Itabiritos e minérios de ferro de alto teor do Quadrilátero Ferrífero - uma visão geral e discussão. **Geonomos**, Belo Horizonte, v.8, n.2, p.27-43, jul./dez. 2000.

SALEM. Salem State University. Department of Geological Sciences. **Products of Weathering**. Disponível em: http://w3.salemstate.edu/~lhanson/gls210/gls210_wea2.htm. Acesso em: 10 out. 2020.

SAMMARCO, O. Impacts of tailings flow slides. **Mine Water and the Environment**, [s/l.], v.18, n.1, p.75-80, jan.1999.

SANT'ANNA NETO, J. L. Decálogo de climatologia do Sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Climatologia**, Curitiba, v.1, n.1, p. 43-60, dez. 2005.

SANTARÉM, N. S. **Distribuição de elementos maiores e traços em sedimentos marinhos da plataforma continental e talude na zona de descarga do rio doce após o rompimento da barragem de Mariana - MG**. 108 f. 2019. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geociências - Geociências. Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2019.

SANTOS, E. C. **Levantamento pedológico e perda geoquímica na bacia do rio Pardo Pequeno – Espinhaço Meridional – Minas Gerais**. 2012. 90 f. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

SANTOS, E. M. **Mobilização de metais pesados em sedimentos de rio provenientes da região impactada pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, Mariana, MG**. 113 f. 2019. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais. Departamento de Geologia, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2019.

SANTOS, J. P.; COTA, G. E. M.; LIMOEIRO, B. F.; PEDRAS, K. C.; COSTA, A. M.; VIANA, J. H. M. Susceptibilidade à erosão no Rio Gualaxo do Norte – MG. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 18, n. 63, set. 2017.

SANTOS, R. D.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C.; SHIMIZU, S. H. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 7 ed. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015.

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. 2 ed. São Diego/Londres: Academic Press, 2003.

TER-STEPANIAN, G. Beginning of the Technogene. **Bulletin of the International Association of Engineering Geology-Bulletin de l'Association Internationale de Géologie de l'Ingénieur**, v.38, n.1, p. 133-142, 1988.

THOMAS, M. F. **Geomorphology in the tropics: a study of weathering and denudation in low latitudes**. New York: John Wiley & Sons Ltd, 1994.

TODD, D. K.; MAYS, L. W. **Groundwater hidrology**. 3 ed. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc, 2005.

UFV; UFLA; CETEC; FEAM. **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2010. Escala: 1:500000.

UNESP. Museu de minerais, minérios e rochas Heinz Ebert. **Banco de Dados**. 2020. Disponível em: <https://museuhe.com.br/banco-de-dados/>. Acesso em: 22 ago. 2020.

VALERIANO, C. M.; NEUMANN, R. ALKMIN, A. R.; EVANGELISTA, H. HEILBRON, M.; NETO, C. C. A.; SOUZA, G. P. Sm–Nd and Sr isotope fingerprinting of iron mining tailing deposits spilled from the failed SAMARCO Fundão dam 2015 accident at Mariana, SE-Brazil. **Applied Geochemistry**, n. 106, p.34-44, 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

WINGE, M. et al. Glossário geológico ilustrado (2001 – 2020). Disponível em: <http://sigep.cprm.gov.br/glossario/>. Acesso em: 13 jan. 2020.