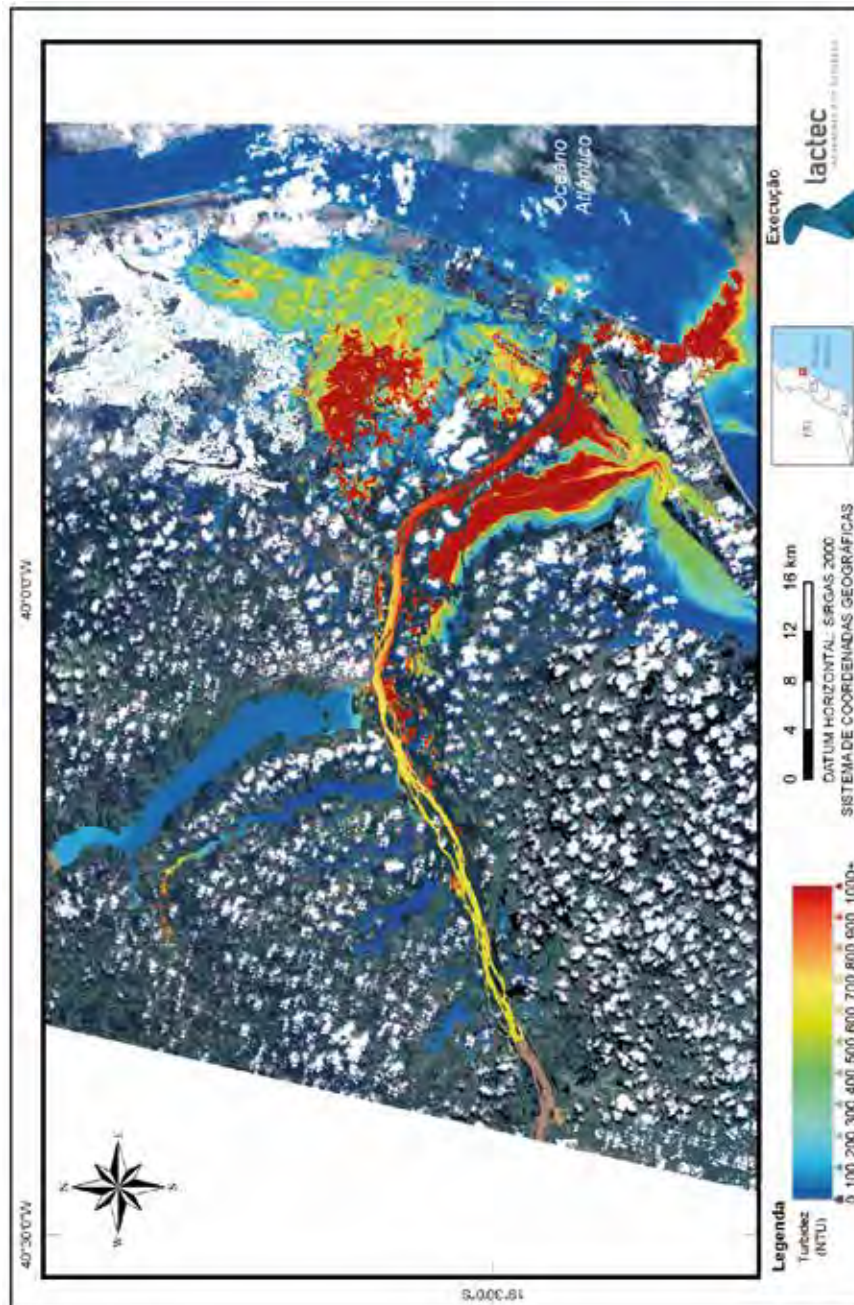


Figura 11 – Cheias de 2013 – Imagem de turbidez para o dia 26/12/2003.



Apesar da grande cobertura de nuvens, é possível observar que a área inundada foi significativamente superior ao evento de 1997, com uma estimativa de cerca de 80 km² de área alagada. Novamente, a diferença dos valores de turbidez entre as duas datas é significativa, afirmação reforçada pelos resultados extraídos nos pontos das estações virtuais, conforme mostra a Figura 15 e a Tabela 4. Foi possível observar também de forma mais clara a área alagada entre o rio Doce e a lagoa Juparanã no rio Pequeno, adjacente à área urbana de Linhares (ES), conforme a Figura 12.

Figura 12 – Área de inundação entre o rio Doce e a lagoa Juparanã (rio Pequeno) antes e depois das cheias de 2013.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Também foi observado um incremento na área alagada entre o rio Doce e a lagoa Nova, conforme as figuras (Figura 13 e Figura 14), além das áreas alagadas das lagoas Areão e Areal.

Figura 13 – Área entre a lagoa Nova e o rio Doce antes e depois das cheias de 2013.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 14 – Lagoas Areão e Areal antes e depois das cheias de 2013.

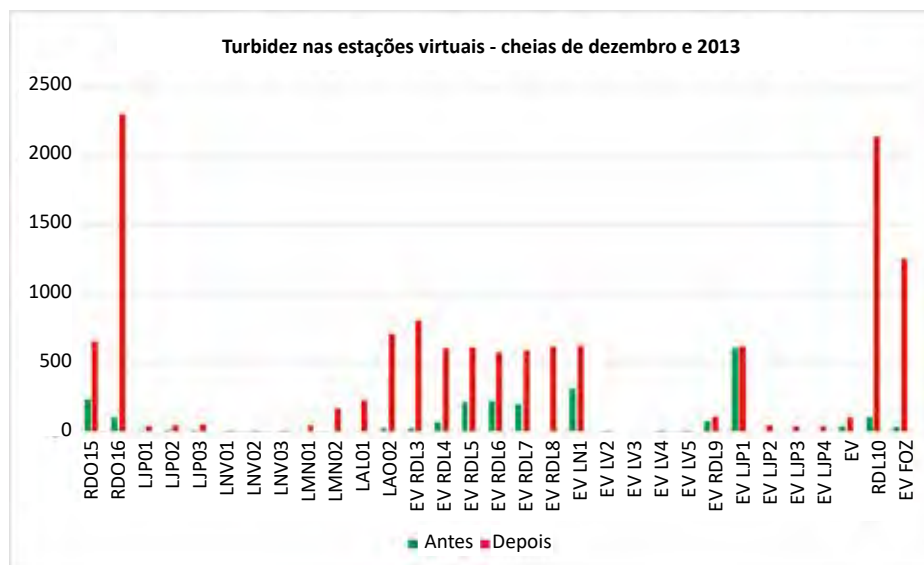
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Para a verificação no incremento dos valores de turbidez, os dados extraídos nas imagens pelos pontos das estações virtuais são apresentados a seguir na Tabela 4 e na Figura 15.

Tabela 4 – Comparação entre os dados de turbidez das estações virtuais antes e depois das cheias de 2013.

Estação	Antes	Depois	Diferença	Estação	Antes	Depois	Diferença
RDO15	233.35	650.61	417.26	EV RDL6	194.74	588.02	393.28
RDO16	100.72	2299.23	2198.51	EV RDL7	-	619.01	-
LJP01	9.80	36.54	26.74	EV RDL8	304.65	628.22	323.57
LJP02	9.04	39.31	30.27	EV LN1	0.04	10.08	10.03
LJP03	12.80	46.43	33.64	EV LV2	-	5.52	-
LVN01	0.42	13.01	12.59	EV LV3	1.77	8.95	7.17
LVN02	0.01	12.86	12.85	EV LV4	-	8.92	-
LVN03	-	8.37	-	EV LV5	69.33	104.44	35.11
LMN01	-	37.29	-	EV RDL9	602.86	614.77	11.91
LMN02	2.46	169.65	167.19	EV LJP1	-	38.15	-
LAL01	-	222.81	-	EV LJP2	-	34.87	-
LAO01	20.51	709.94	689.43	EV LJP3	-	35.70	-
LAO02	21.40	805.92	784.52	EV LJP4	36.28	97.88	61.60
EV RDL3	60.07	605.58	545.51	EV RDL10	99.53	2141.20	2041.67
EV RDL4	209.80	614.03	404.23	EV FOZ	25.82	1256.66	1230.83
EV RDL5	215.07	574.29	359.22				
Total de estações com valores maiores:				22			
Total de estações com valores menores:				0			

Figura 15 – Comparação dos dados de turbidez para as estações de turbidez durante as cheias de 2013.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Ao contrário do que foi observado em 1997, os valores de turbidez na lagoa Juparanã (EV LJP1 à EV LJP4; LJP01 à LJP03) não se alteraram de forma significativa. Entretanto, é possível que a área alagada entre o rio Doce e a lagoa, ocasionada pelo aumento do nível de base do rio, tenha servido como uma área de “amortecimento”, o que resultou nos sedimentos em suspensão se concentrando e como consequência se depositando na área. Os pontos da lagoa Nova (EV LN1 e LNV01) próximos ao rio Doce não tiveram nenhum acréscimo significativo se comparado com os valores normais para a área (conforme a Tabela 4), com exceção do ponto EV LV5 que fica mais a montante da lagoa. Em todos os demais pontos os valores de turbidez foram superiores após a cheia.

Cheia de 2020

A cota máxima observada no evento de 2020 para a estação fluviométrica de Colatina foi de 752 cm, sendo 162 cm superior à cota máxima da cheia de 2016. Esse valor de cota ocorreu no dia 28/01/2020, sendo as imagens da missão Sentinel-2 mais próximas a essa data aquelas relativas aos dias 16/01/2020 e 31/01/2020. Na Figura 16 (16/01/2020) e na Figura 17 (31/01/2020), apresentam-se os dados de turbidez para ambas as imagens.

Figura 16 – Cheias de 2020 – Imagem de turbidez para o dia 16/01/2020.

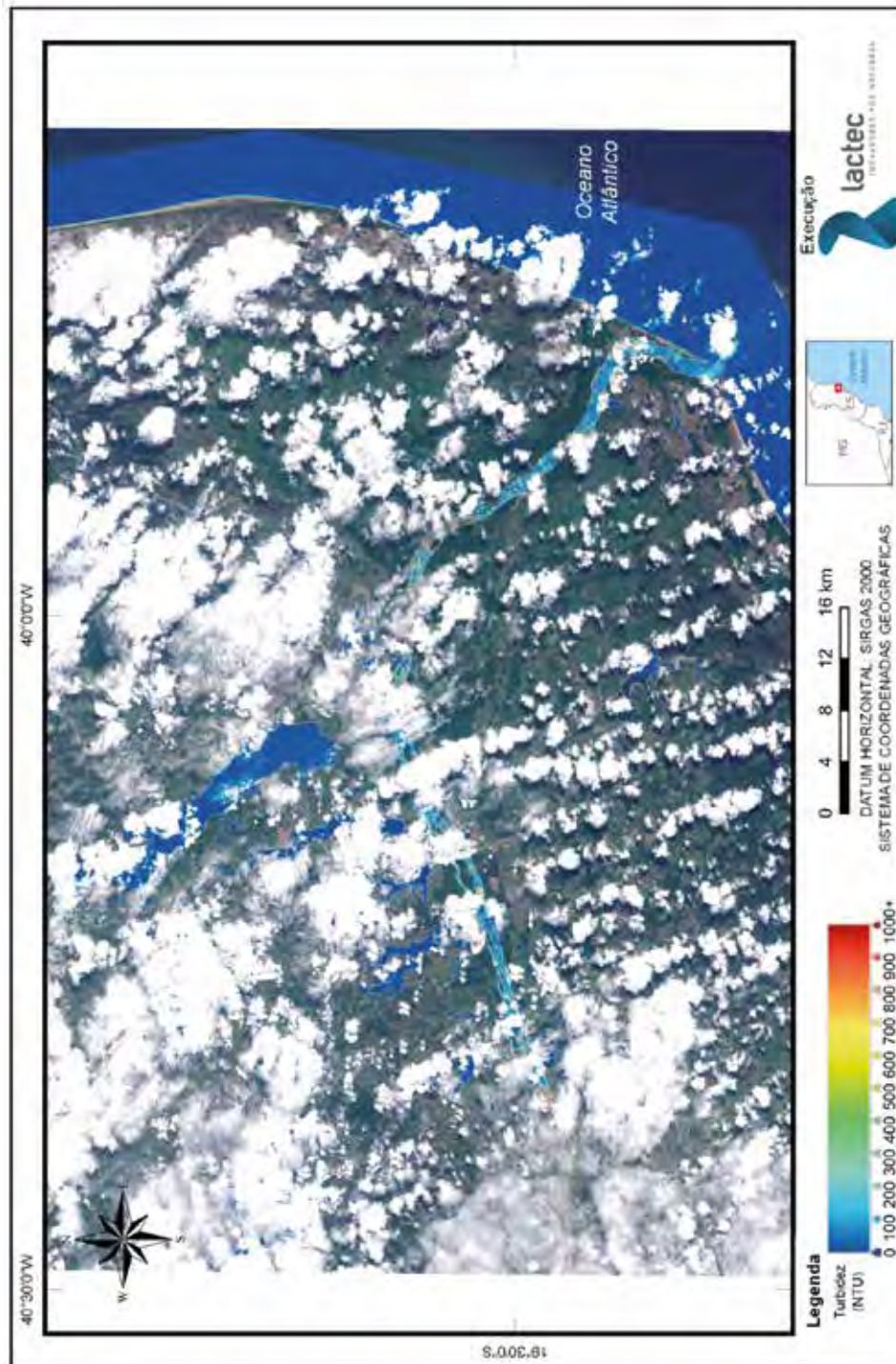
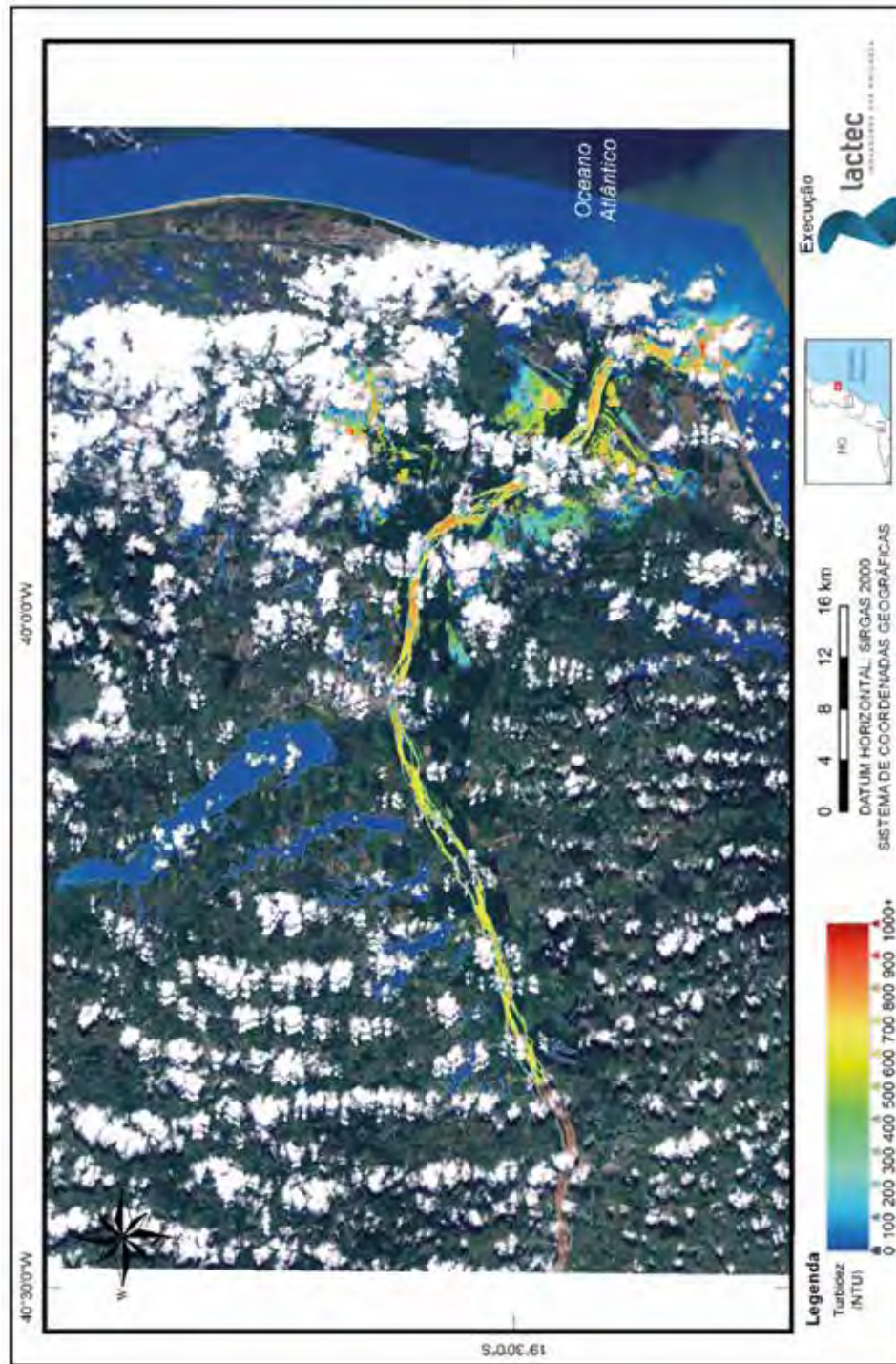


Figura 17 – Cheias de 2020 – Imagem de turbidez para o dia 31/01/2020.

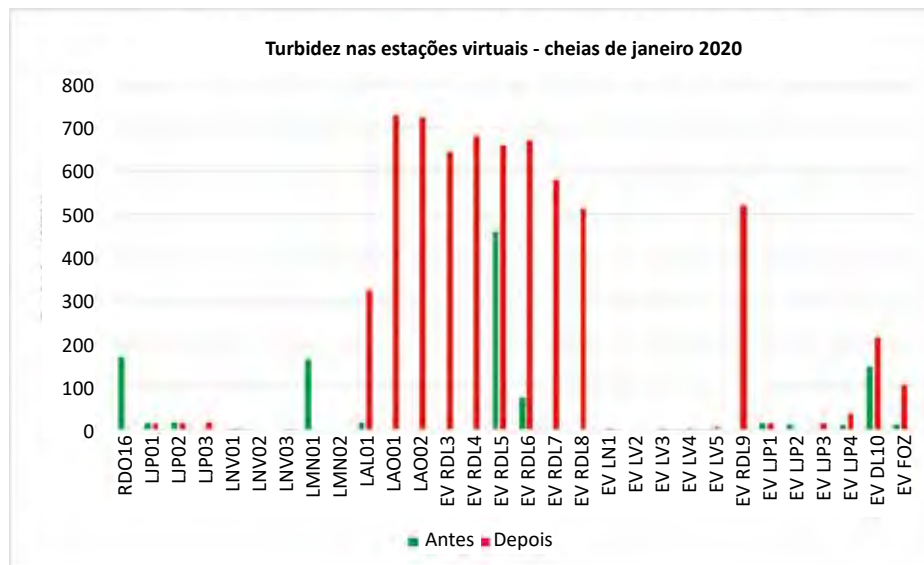


As áreas inundadas nesse evento foram menores que as dos outros dois analisados. A alta cobertura de nuvens na imagem anterior à cheia prejudicou a análise das diferenças, sendo essas imagens com o menor número de dados comparados. A Tabela 5 e a Figura 18 apresentam as diferenças nos valores entre as duas datas.

Tabela 5 – Comparação entre os dados de turbidez das estações virtuais antes e depois das cheias de 2020.

Estação	Antes	Depois	Diferença	Estação	Antes	Depois	Diferença
RDO16	166.44	-	-	EV RDL7	-	580.46	-
LJP01	13.9	13.79	-0.11	EV RDL6	75.55	672.46	596.91
LJP02	15.58	14.18	-1.4	EV RDL7	-	580.46	-
LJP03	-	16.03	-	EV RDL8	-	514.57	-
LNVO1	0.51	2.8	2.29	EV LN1	-	3.12	-
LNVO2	-	1.3	-	EV LV2	0.5	-	-
LNVO3	-	2.47	-	EV LV3	1.2	3.42	2.22
LMNO1	161.84	-	-	EV LV4	0.33	4.14	3.81
LMNO2	-	-	-	EV LV5	-	5.35	-
LAL01	16.09	324.79	308.7	EV RDL9	-	520.01	-
LAO01	1.11	729.09	727.98	EV LJP1	13.23	13.77	0.54
LAO02	1.09	724.52	723.43	EV LJP2	11	-	-
EV RDL3	-	644.19	-	EV LJP3	-	13.92	-
EV RDL4	-	682.67	-	EV LJP4	8.59	37.15	28.56
EV RDL5	458.64	659.97	201.33	EV RDL10	145.23	212.1	66.87
EV RDL6	75.55	672.46	596.91	EV FOZ	9.73	104.34	94.61
Total de estações com valores maiores:				13			
Total de estações com valores menores:				2			

Figura 18 – Comparação dos dados de turbidez para as estações de turbidez durante as cheias de 2020.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Baseando-se nas informações apresentadas, as maiores diferenças identificadas foram nas lagoas Areão e Areal (LAO01, LAO02 e LAL01) e em alguns pontos no rio. Ao contrário das outras duas análises, a área entre a lagoa Juparanã e o rio Doce (rio Pequeno) não apresentou indícios de inundação. Entretanto, nos arredores das lagoas Areão e Areal a área alagada foi significativa, além de um acréscimo na ordem de 500-700 NTU na turbidez das duas lagoas, reforçando a hipótese da entrada das águas do rio Doce nessas lagoas menores.

Outros anos

As imagens sem suporte no sistema MIP foram analisadas visualmente de forma separada, sem terem sido processadas para a retirada de dados específicos. A seguir as figuras (Figura 19, Figura 20, Figura 21 e a Figura 22) são apresentadas, conforme apresentado na Tabela 1.

Figura 19 – Imagem de 21/01/2003 da missão Landsat-7.

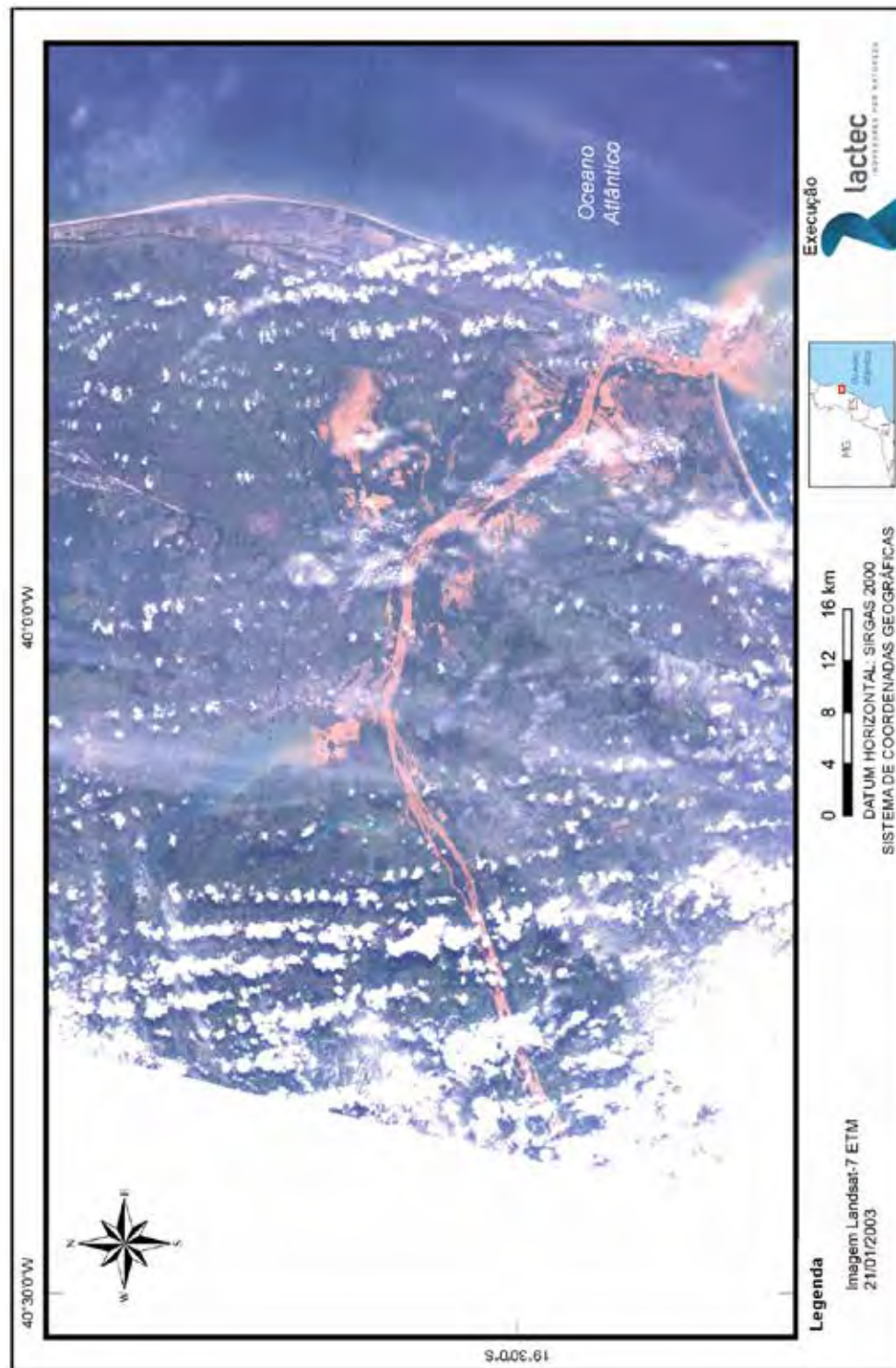


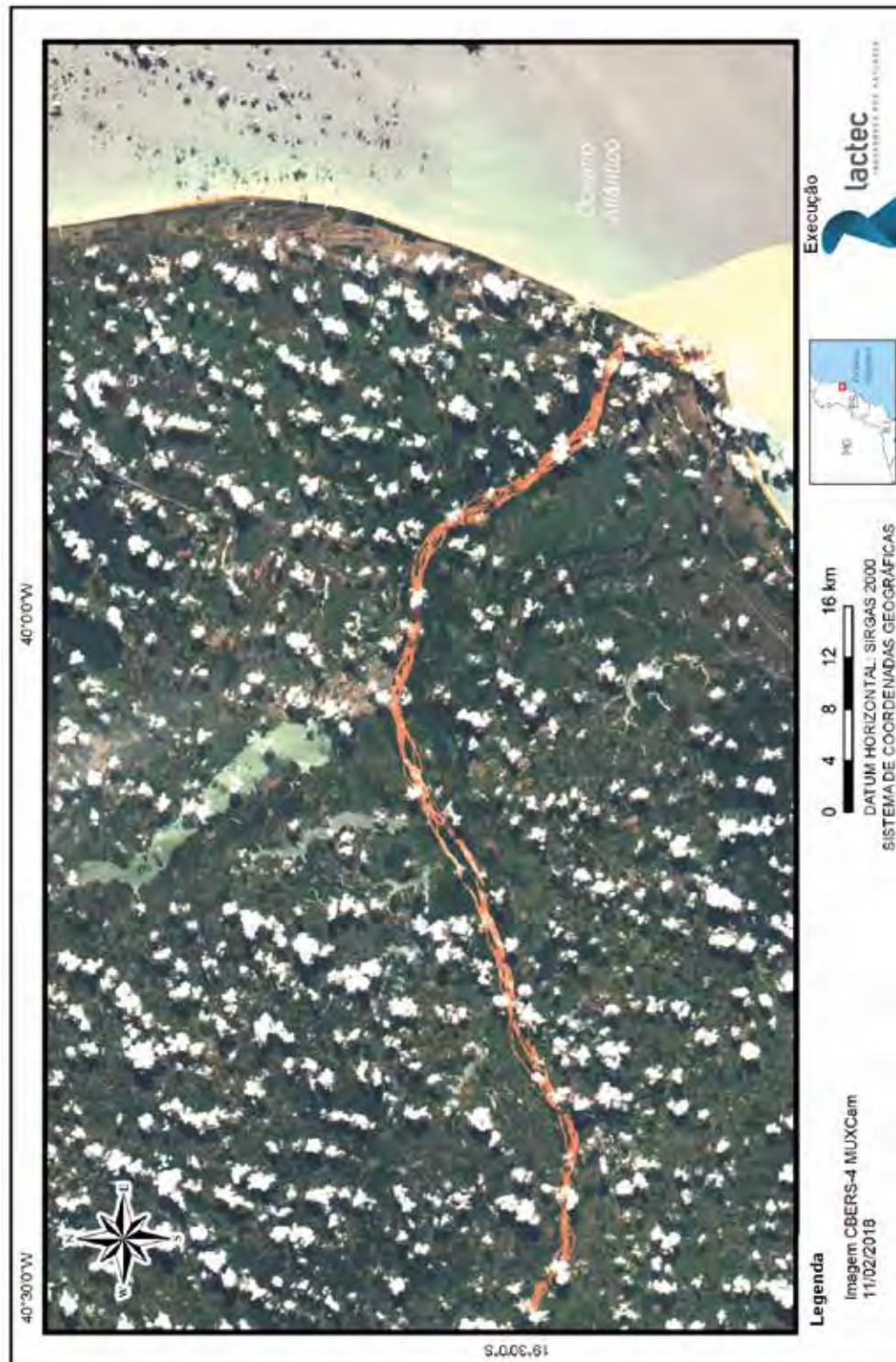
Figura 20 – Imagem de 19/01/2004 da missão CBERS-2.



Figura 21 – Imagem de 31/01/2016 da missão Resourcesat-2.



Figura 22 – Imagem de 11/02/2018 da missão CBERS-4.



A primeira imagem (Figura 19) do dia 21/01/2003 da missão Landsat-7 corresponde a dois dias após o evento de alta cota que teve valor igual a 688 cm, 98 cm acima do evento de 2016. Devido a defeitos no satélite ocorridos em março de 2003 (USGS, 2020), o sistema MIP não foi implementado para essa missão pois cada imagem após essa data só apresenta 78% dos pixels válidos. Apesar da alta concentração de nuvens e vapor na atmosfera, é possível ver grandes áreas de alagamento na região. O canal intermitente que conecta o rio Doce à lagoa Monsarás é visível pela imagem, grandes áreas inundadas ao redor das lagoas Areão e Areal (Figura 23) além das áreas entre a lagoa Nova, a lagoa Juparanã e o rio Doce (Figura 24).

Figura 23 – Lagoas Areão e Areal (esquerda) e Monsarás (direita) durante as cheias de 2003.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 24 – Áreas alagadas entre Lagoas Juparanã (direita), Nova (esquerda) e o rio Doce após as cheias de 2003.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Pela coloração da água é possível se observar um incremento da turbidez na água, entretanto não foi possível quantificá-lo.

A segunda imagem (Figura 20) do dia 19/01/2004 da missão CBERS-2 corresponde a cinco dias após o evento de alta cota que teve valor igual a 576 cm, 14 cm abaixo do evento de 2016. Esse evento foi o com menor cota observada, o que auxilia no entendimento da possibilidade da entrada das águas do rio Doce nas lagoas em eventos menos extremos, indicando que eventos menores que ao de 2016 (após o desastre) também podem ter ocasionado essa entrada. As missões CBERS não são integradas no MIP pela dificuldade de acesso às imagens além do longo tempo de revisita de 26 dias.

Pela imagem é possível observar um incremento na turbidez da lagoa Juparanã, conforme observado pela mudança para cores mais avermelhadas/amareladas, e também se observa o alagamento da área entre o rio Doce e a lagoa, no rio Pequeno (Figura 25). A imagem foi tomada cinco dias após ao evento de cota máxima, indicando que a área alagada possivelmente foi maior.

Figura 25 – Área alagada no rio Pequeno entre a lagoa Juparanã e o rio Doce após as cheias de 2004.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Além disso, também pode ser observado o canal ligando o rio Doce à lagoa Monsarás e as áreas alagadas na região ao redor das lagoas Areão e Areal, conforme a Figura 26.

Figura 26 – Canal que liga o rio Doce e a lagoa Monsarás após as cheias de 2004.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

A terceira imagem (Figura 21), do dia 31/01/2016, da missão Resourcesat-2, foi a mais próxima encontrada à data da cheia de 2016 (23/01/2016, valor de cota de 590 cm), em torno de 2 meses após a passagem da lama na região. A missão Resourcesat-2 não foi integrada no MIP por ser um sensor focado em vegetação terrestre. O sensor não faz medições na região do azul do espectro eletromagnético, comprimentos de onda essenciais para os cálculos dos parâmetros indicadores de qualidade da água. Para a renderização da imagem foi utilizado uma combinação RGB das bandas SWIR, Vermelho e Verde. As cores mais claras azuladas evidenciam alta reflectância da banda verde, ocasionado pela alta turbidez na água (IOCCG, 2006; MALINOWSKI et al, 2015). As áreas azuis mais escuras indicam menor reflectância e como consequência menor turbidez.

Como a data da imagem é de oito dias após o evento, é possível que grande parte da suposta área alagada tenha diminuído. Pela imagem não foram observadas grandes áreas de alagamentos como nos outros eventos. No entanto, é possível que a falta de dados espectrais tenha afetado os resultados.

A imagem do dia 11/02/2018 (Figura 22), da missão CBERS-4, corresponde a três dias após o evento de alta cota que teve valor igual a 592 cm, apenas 2 cm acima do evento de 2016. Esse evento foi o identificado com a cota mais próxima ao do evento de 2016. Como a imagem anterior, esta não apresenta grandes áreas de inundações. Algumas áreas não alagadas podem ser efeito das medidas de contenção, como por exemplo a barragem construída na lagoa Juparanã, conforme Barbosa et al., (2019).

ANÁLISE DAS SÉRIES HISTÓRICAS

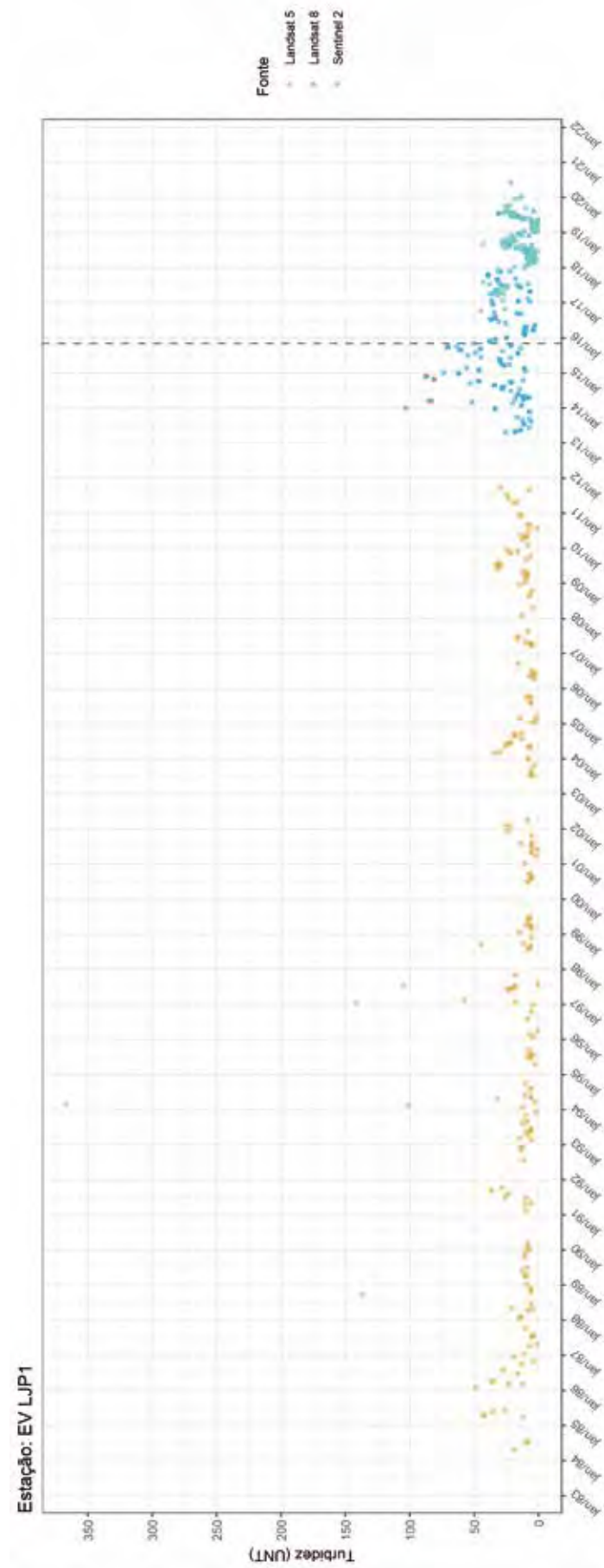
A seguir são apresentados os resultados das análises dos dados das séries históricas. Conforme verificado na seção 3.1, apenas alguns locais se mostraram relevantes no que se refere à possibilidade das cheias terem aportado águas do rio Doce para as lagoas do Espírito Santo. Com isso, apenas os gráficos de série histórica das estações virtuais mais relevantes serão apresentados aqui.

Foi observado que as lagoas do Espírito Santo como a Juparanã, Areal e Areão são potencialmente as mais afetadas nas cheias. As lagoas Monsarás e Nova também apresentaram essa possibilidade, porém a Lagoa do Limão não mostrou nenhum indício desse efeito. Assim, os dados das estações virtuais dessas lagoas foram analisados. Além disso, foram testadas as correlações entre os dados de turbidez entre as estações virtuais das lagoas mais próximas do rio com as estações no rio. Foi também testada a correlação entre os dados de vazão da estação fluviométrica de Colatina com os dados de turbidez.

Lagoa Juparanã (ES)

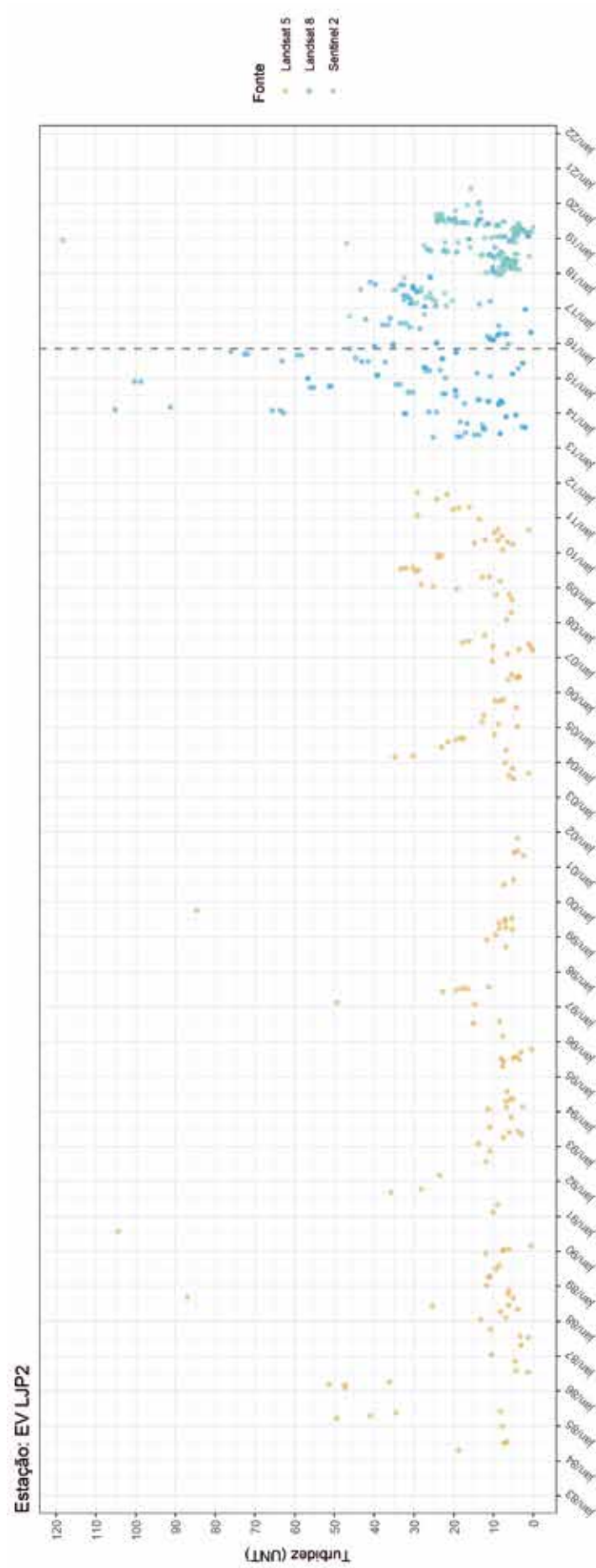
As estações virtuais relativas à lagoa Juparanã são: LJP01, LJP02, LJP03, EV LJP1, EV LJP2, EV LJP3, EV LJP4. Além dessas, as estações EV RDL9 e RDO15, localizadas no rio Doce próximo a Linhares e do canal que liga o rio à lagoa, também foram inseridas. As figuras mostram os dados de turbidez extraídos na série histórica de imagens (Figura 27 até a Figura 35).

Figura 27 – Série histórica de turbidez – Estação EV LJP1.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 28 – Série histórica de turbidez – Estação EV LJP2.



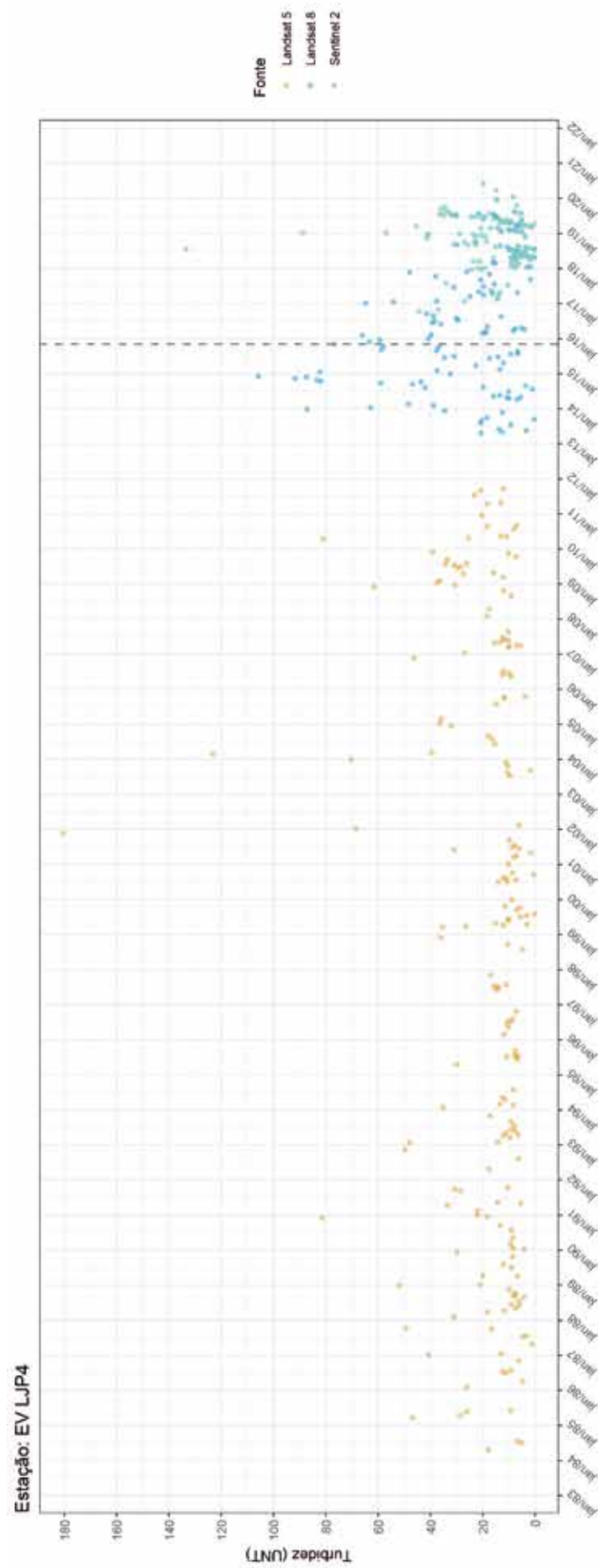
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 29 – Série histórica de turbidez – Estação EV LJP3.



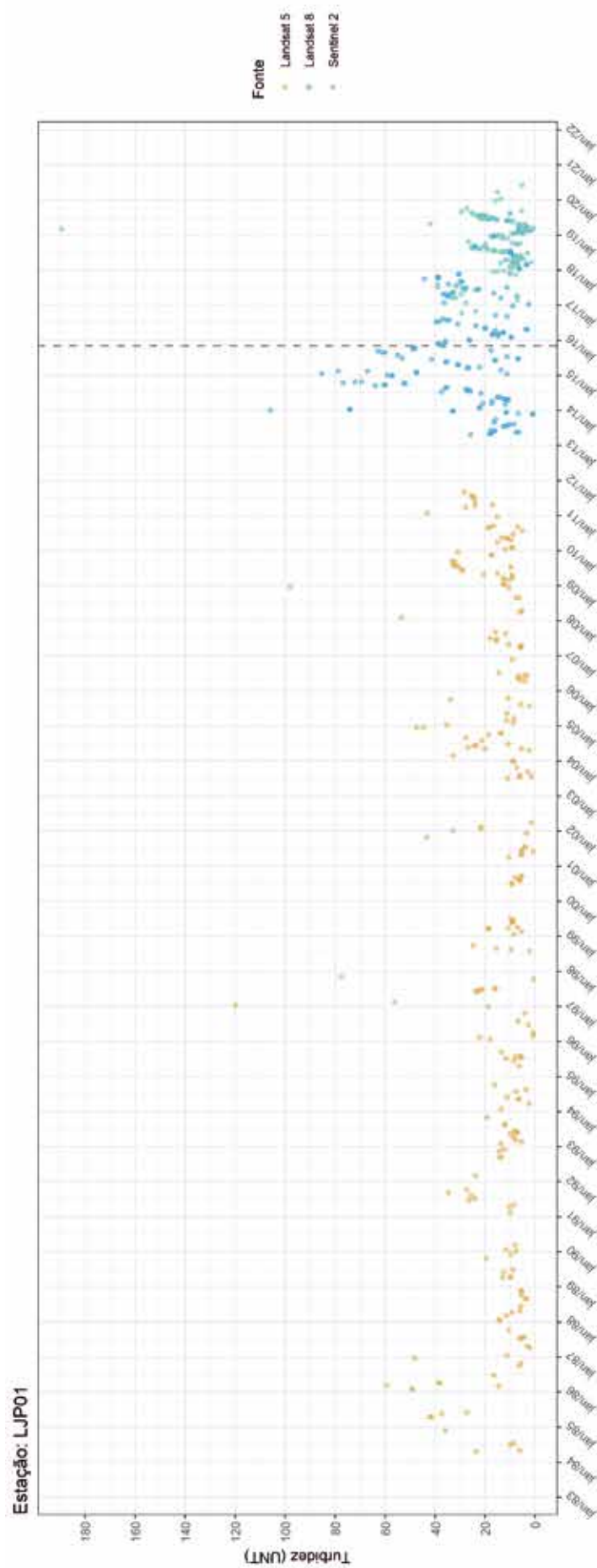
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 30 – Série histórica de turbidez – Estação EV LJP4.



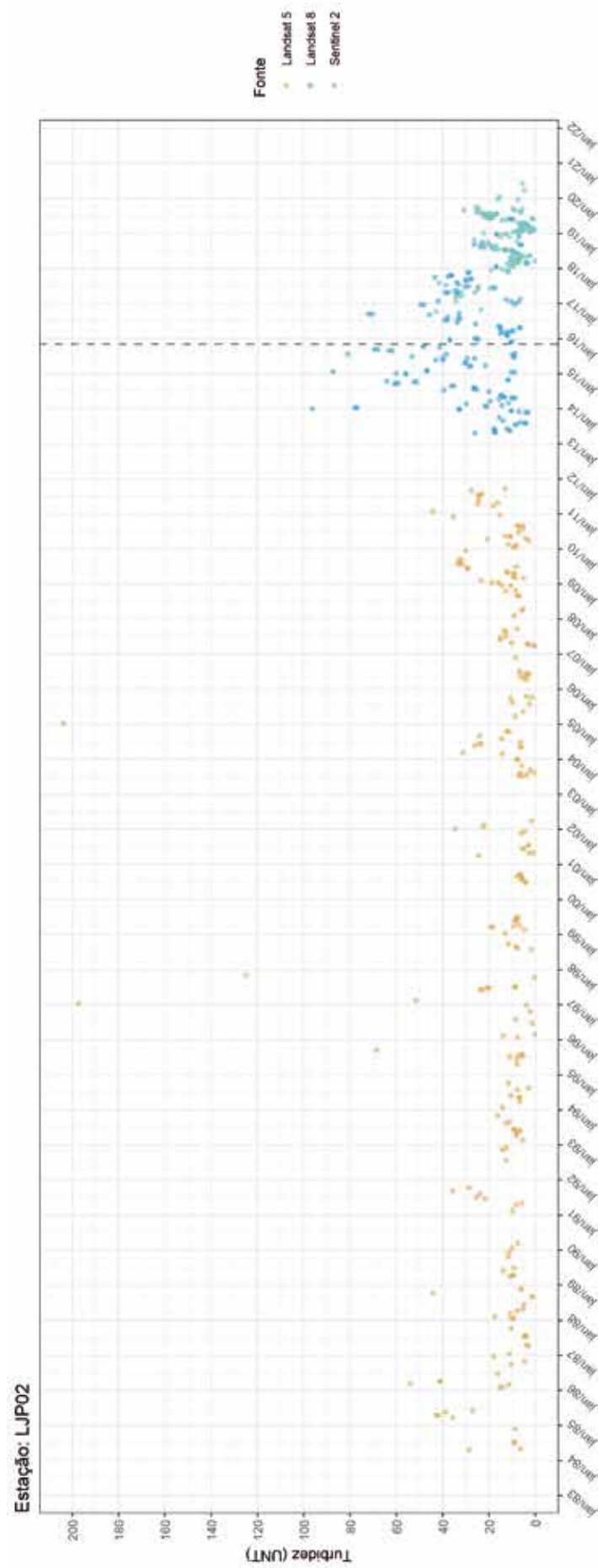
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 31 – Série histórica de turbidez – Estação LJP01.



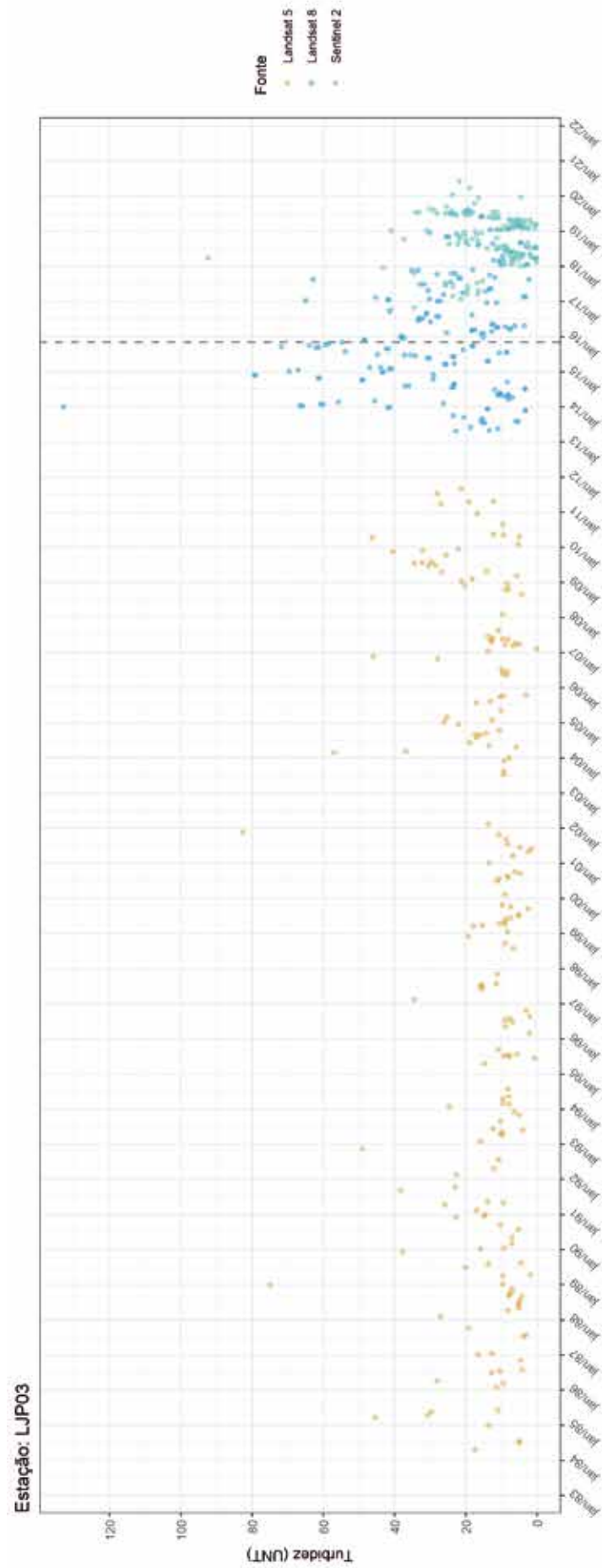
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 32 – Série histórica de turbidez – Estação LJP02.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 33 – Série histórica de turbidez – Estação LJP03.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 35 – Série histórica de turbidez – Estação RDO15.

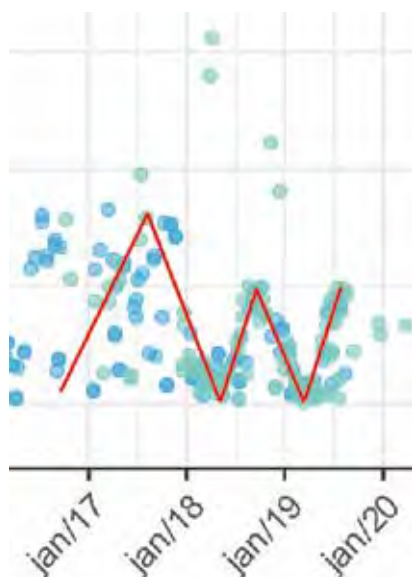


Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Nas séries de turbidez é possível observar que os valores, em geral, raramente ultrapassaram 50 NTU, salvo alguns eventos extremos. Com os dados do satélite Sentinel-2, notou-se uma flutuação nos valores, a qual foi ocasionada pelas diferentes estações do ano, sendo a época mais chuvosa no primeiro semestre e a época mais seca no segundo semestre. Das estações que os valores ultrapassaram 50 NTU de forma mais frequente, as estações mais próximas ao rio Doce são a maioria, em especial as estações LJP01, LJP02, EV LJP1 e EV LJP2. A estação EV LJP4, a mais próxima do canal principal que desemboca na lagoa, também mostrou valores mais elevados, ocasionado pelo carreamento de sedimentos do canal. As estações na região central da lagoa apresentaram os menores valores.

Pelo baixo tempo de revisita das missões Landsat e as condições climáticas locais, não foi possível notar efeitos de flutuações sazonais nos dados. Entretanto, com os dados da missão Sentinel-2, essas particularidades podem ser vistas, conforme o exemplo mostrado na Figura 36. A linha vermelha indica o possível padrão sazonal apresentado pelos dados extraídos das imagens.

Figura 36 – Padrões sazonais de turbidez verificados na estação LJP03.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Os dados de turbidez das estações EV RD9 e RDO15, localizadas no rio Doce próximas à Linhares, apresentados nas figuras (Figura 34 e Figura 35) foram plotados juntamente com os valores de vazão ajustada pela área de drenagem.

Nestas duas estações localizadas no rio Doce (EV RD9 e RDO15), os valores estiveram abaixo de 200 NTU, de um modo geral, sendo que em ocasiões pontuais ocorreram valores mais extremos (acima de 500 NTU). Não foi possível observar tendências sazonais de forma consistente como observado nas estações da lagoa Juparanã, entretanto, é evidente que os valores observados no rio Doce, em geral, são maiores que os da lagoa.

Lagoas Areal, Areão e Monsarás (ES)

As estações virtuais avaliadas nas lagoas na região da foz do rio Doce foram: LAO01 e LAO02 (Areão); LAL01 (Areal); LMN01 e LMN02 (Monsarás). Além dessas, a estação EV RDL10 localizada no rio Doce, próximo à foz, foi utilizada para comparação e determinação de possíveis correlações. As figuras mostram os dados de turbidez extraídos na série histórica de imagens (Figura 37 até a Figura 42).

Figura 37 – Série histórica de turbidez – Estação LAL01.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 39 – Série histórica de turbidez – Estação LAO02.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 40 – Série histórica de turbidez – Estação LMN01.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 41 – Série histórica de turbidez – Estação LNM02.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 42 – Série histórica de turbidez – Estação EV RDL10.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Nas estações localizadas nas lagoas Areão e Areal é possível observar que os dados geralmente estiveram entre 0 e 50 NTU, entretanto, notaram-se incrementos significativos esporadicamente. Na série histórica anterior ao lançamento da missão Landsat-8 (antes de 2013), esses incrementos são menos esporádicos, um dos detrimientos do alto tempo de revisita do satélite Landsat-5. Com a alta densidade de dados provida conjuntamente pelas missões Landsat-8 e Sentinel-2, essas flutuações são mais visíveis. Não coincidentemente, a maior parte dos valores mais elevados observados são de imagens dos meses de dezembro-janeiro, época chuvosa quando podem ocorrer as cheias.

O mesmo efeito pode ser observado nas estações da lagoa Monsarás, em especial no ponto LMN01 (Figura 40) que fica localizado na desembocadura do canal perene que liga a lagoa e o rio Doce. Nas épocas chuvosas, a entrada de sedimentos no canal aumenta a turbidez da água de forma significativa, na ordem de centenas de NTU.

A estação EV RDL10, localizada na foz do rio Doce, apresentou dados com variação entre 0 e 100 NTU (Figura 42), porém foram verificados mais valores extremos de turbidez do que observado na estação EV RDL09, localizada também no rio Doce, 40 km a montante. Em termos de sazonalidade, os valores se apresentaram mais elevados nos meses mais chuvosos.

Lagoa Nova

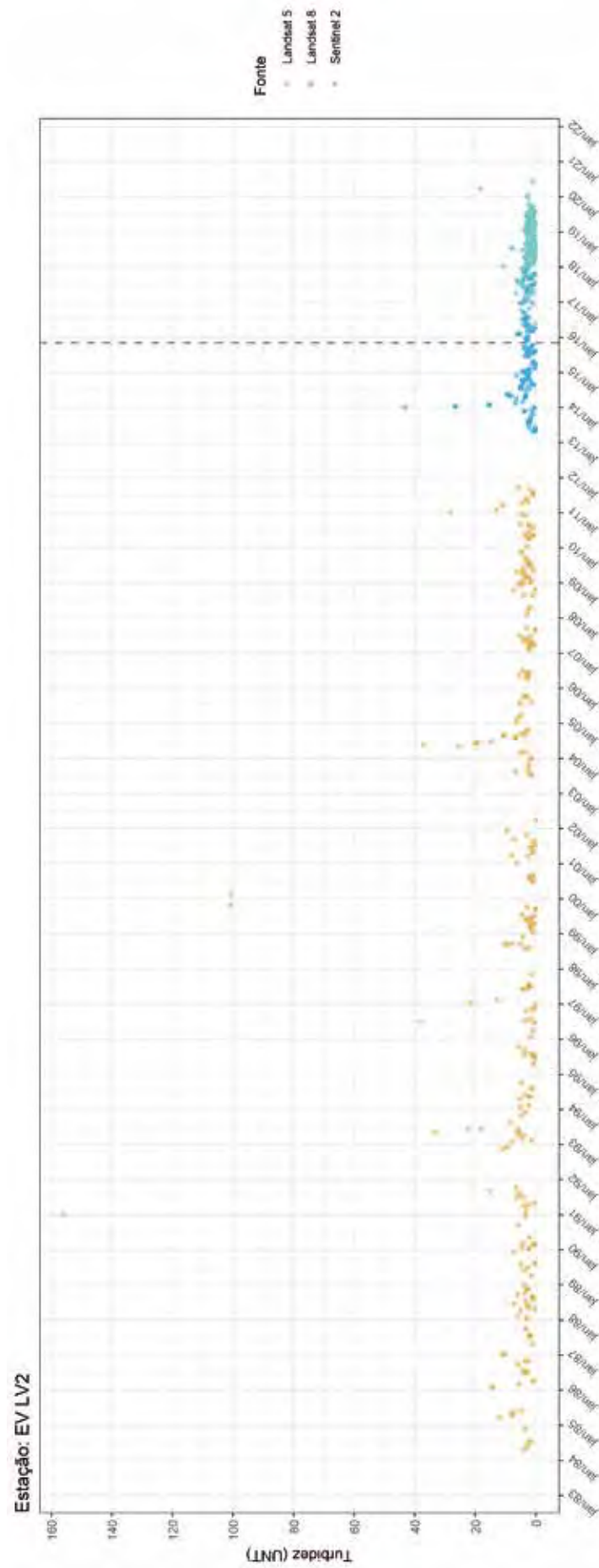
As estações virtuais analisadas na lagoa Juparanã foram: EV LN1, EV LV2, EV LV3, EV LV4, EV LV5, LNV01, LNV02, LNV03. Além dessas, a estação EV RDL8 localizada no rio Doce próximo à lagoa também foi inserida na análise. As figuras mostram os dados de turbidez extraídos na série histórica de imagens (Figura 43 até a Figura 51):

Figura 43 – Série histórica de turbidez – Estação EV LN1.



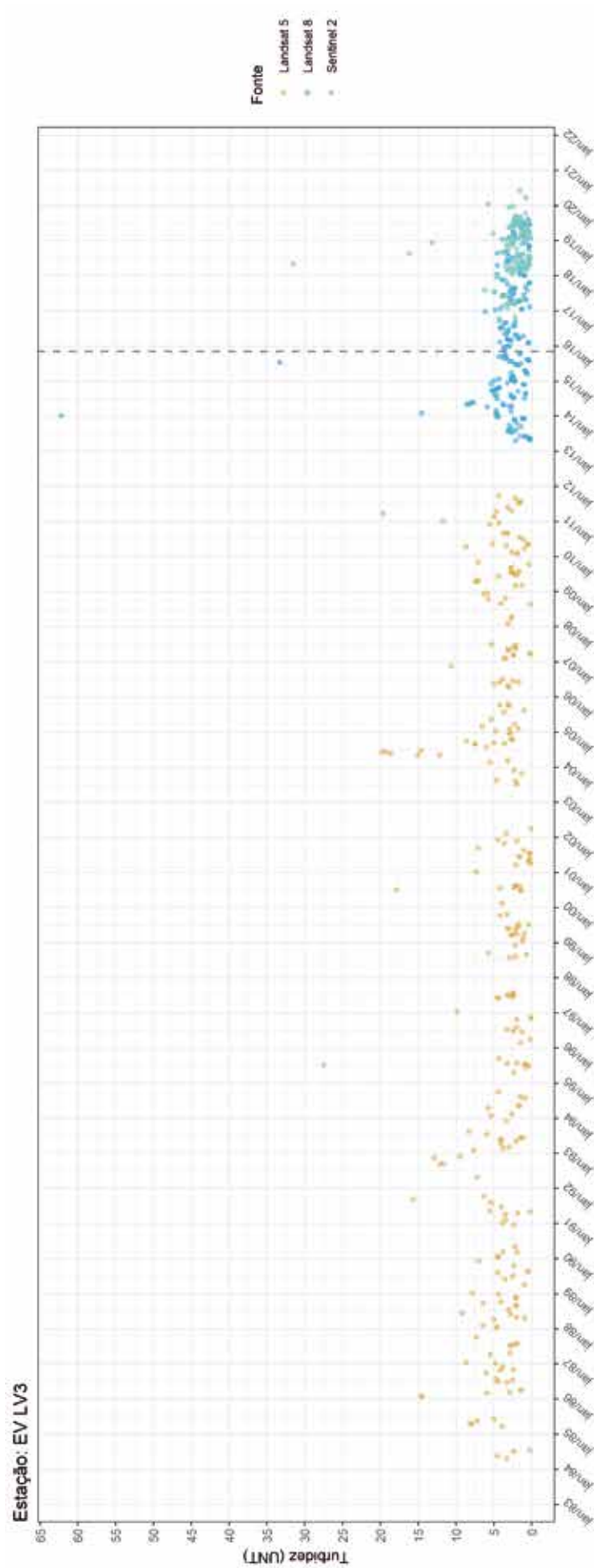
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 44 – Série histórica de turbidez – Estação EV LV2.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 45 – Série histórica de turbidez – Estação EV LV3.



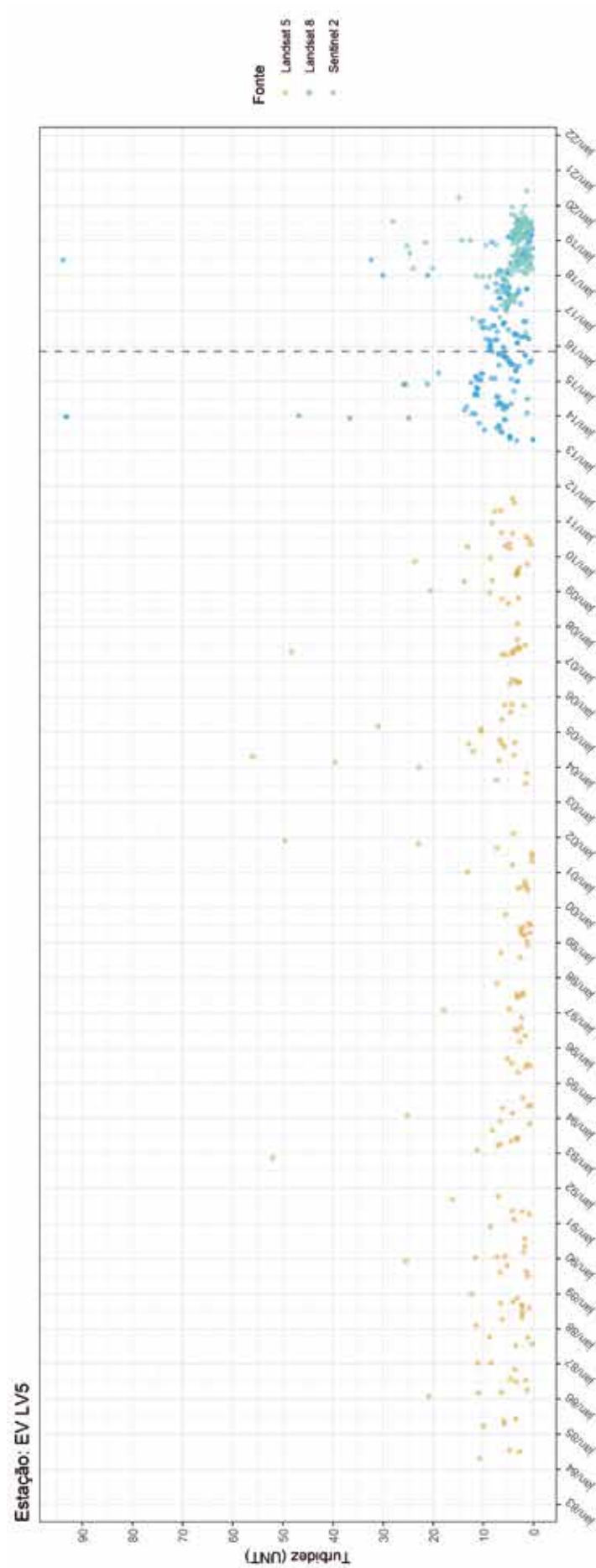
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 46 – Série histórica de turbidez – Estação EV LV4.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 47 – Série histórica de turbidez – Estação EV LV5.



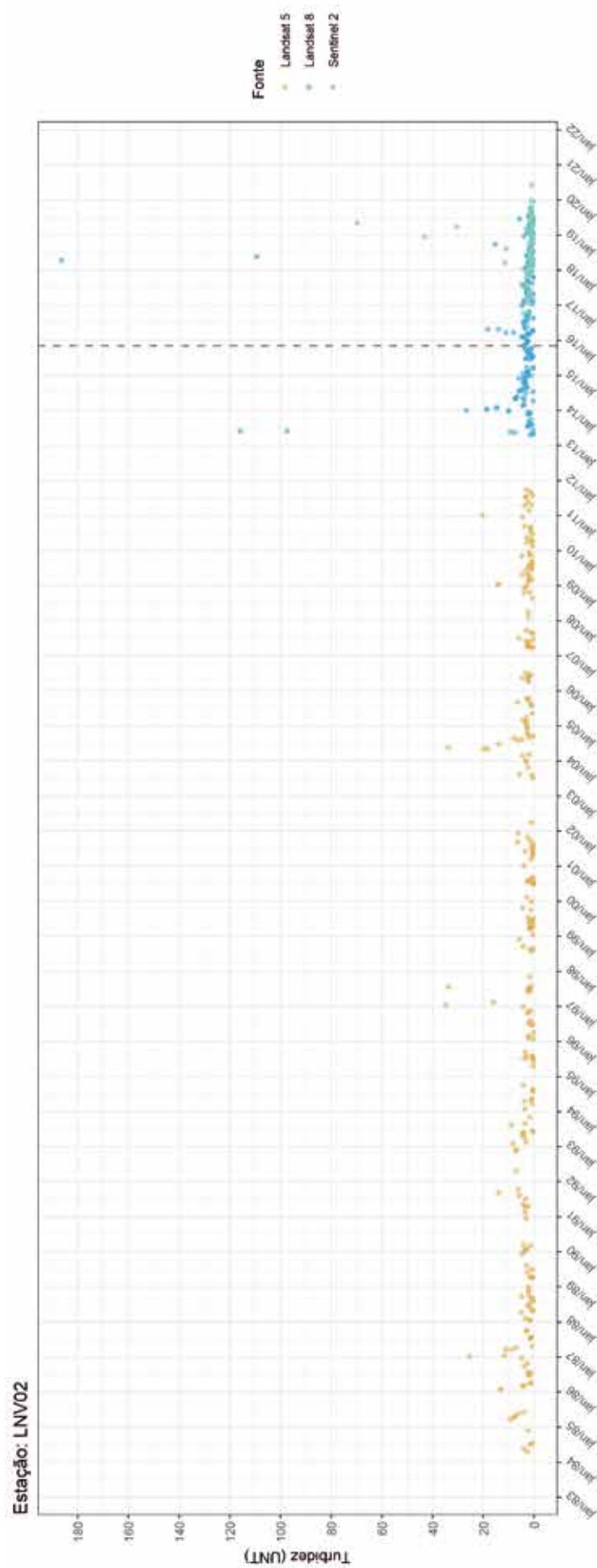
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 48 – Série histórica de turbidez – Estação LNV01.



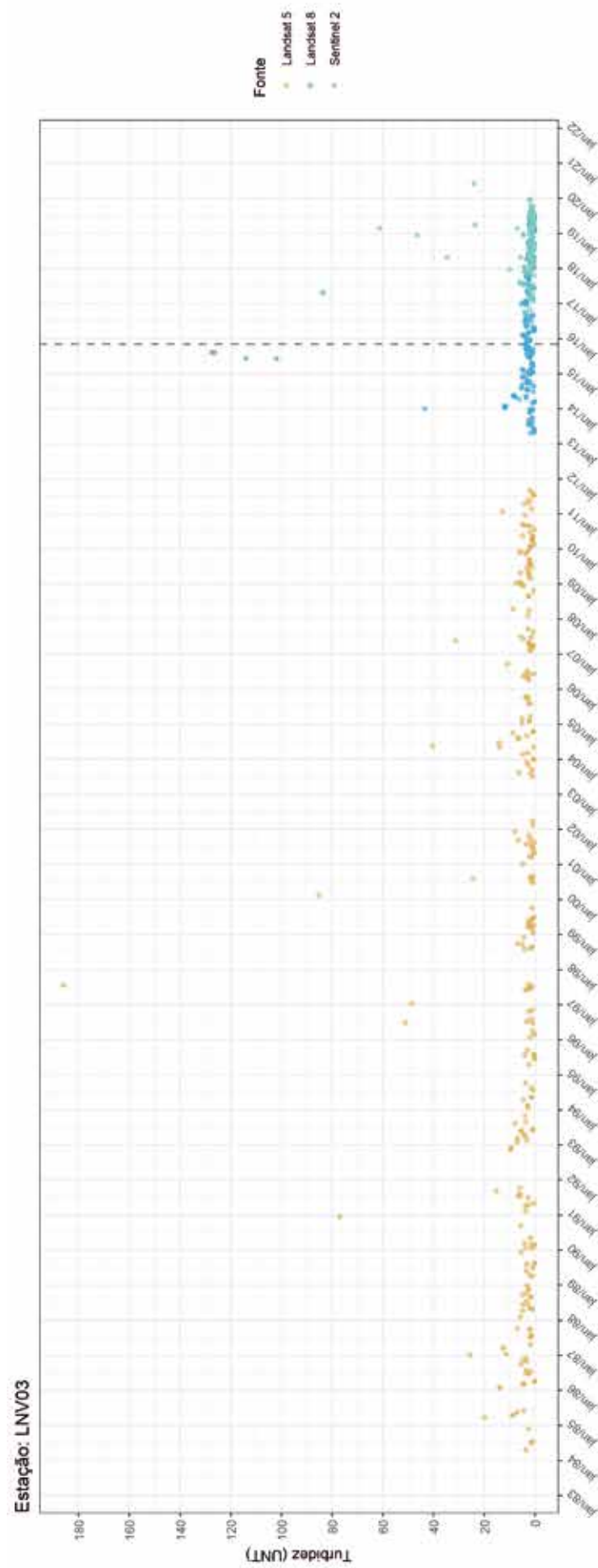
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 49 – Série histórica de turbidez – Estação LNV02.



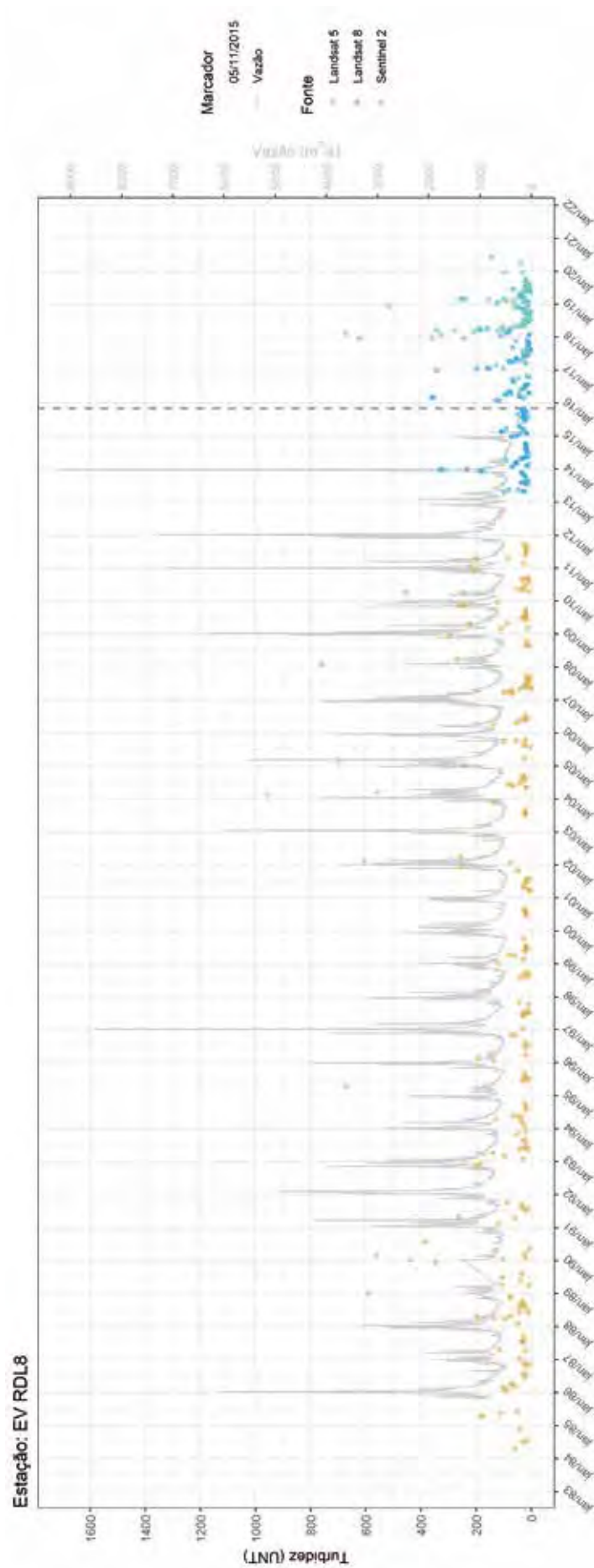
Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 50 – Série histórica de turbidez – Estação LNV03.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

Figura 51 – Série histórica de turbidez – Estação EV RDL8



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

A Lagoa Nova, em geral, apresentou baixos níveis de turbidez. Por ter uma bacia hidrográfica menor, o aporte de sedimentos é menos elevado se comparado ao da lagoa Juparanã, que é localizada logo a leste. A maior parte dos valores ficaram abaixo de 10 NTU, sendo os valores maiores registrados em meses chuvosos. As estações mais próximas ao rio Doce não apresentaram valores mais elevados se comparados com as estações na área central da lagoa, reforçando a hipótese que, mesmo havendo um canal que liga a lagoa ao rio, a probabilidade das águas do rio Doce adentrarem a lagoa Nova durante as épocas de cheias é pequena.

Para efeitos de comparação, os dados da estação EV RDL8, localizada próximo a lagoa Nova, foram inseridos no gráfico de série histórica. Os dados foram plotados juntamente com os valores de vazão ajustada pela área de drenagem, método descrito na seção 2.2. É possível observar a sazonalidade nos dados e uma correspondência em alguns picos de vazão.

CONCLUSÕES

Neste relatório foram analisadas imagens de diversos sensores orbitais em datas próximas a eventos extremos de cheias, no intuito de se comparar com os valores de cotas e vazão da cheia de janeiro 2016, a qual ocorreu dois meses após o desastre. O objetivo foi verificar se com base em eventos similares à cheia de 2016, houve possibilidade das águas do rio Doce entrarem nas lagoas localizadas próximas a sua foz e com isso ter sido uma via de transporte dos rejeitos oriundos da barragem de Fundão para dentro dessas lagoas.

A partir da análise de imagens orbitais de diferentes eventos de cheias na calha do rio Doce, observou-se uma mudança significativa nos valores de turbidez das lagoas comparando-se datas prévias e pós-tumas às enchentes, além da similaridade da coloração desses corpos hídricos com a do rio Doce. Esses resultados indicaram uma alta possibilidade de que as águas do rio Doce adentrem as lagoas adjacentes – em especial as lagoas Juparanã, Areão, Areal e Monsarás – em eventos de cheias. Baseando-se nas imagens dos eventos similares a cheia de 2016, verificou-se que há a possibilidade das águas terem entrado na Lagoa Nova, porém menor que a das outras lagoas. Quanto à lagoa do Limão, em nenhuma das imagens analisadas os valores se alteraram na mesma magnitude que das outras lagoas. Neste caso, a possibilidade das águas terem entrado nesta lagoa é mínima.

Convém mencionar que, apesar de não ter sido possível visualizar através das imagens os efeitos da cheia do rio Doce de 2016 sobre as lagoas devido a fatores atmosféricos, foi observado que em eventos menos extremos de cheias (cotas menores) houve a possibilidade dessa entrada, o que indica então que as lagoas Juparanã, Areão, Areal e Monsarás tenham sido atingidas em janeiro/2016 pelas águas do rio Doce.

PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA, VISANDO MÚLTIPLOS USOS, NO BRASIL E NO MUNDO

A gestão de recursos hídricos é uma área estratégica para os governos, dada a relevância da água nas atividades da sociedade. A busca por uma utilização sustentável da água fez com que vários países ou grupos de países se empenhassem na busca de um ambiente aquático estável, que pudesse atender a diferentes usos da água. A Water Framework Directive, definida pela Comunidade Europeia, por exemplo, estabelece metas progressivas para a obtenção de ambientes ecologicamente satisfatórios (CUNHA et al., 2013).

A partir da lista de variáveis de qualidade de água de interesse selecionadas após o diagnóstico dos danos do desastre da Samarco (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), no presente documento são apresentados limites legislados para estas variáveis, em diversos países, visando uma comparação com os limites da legislação brasileira. As variáveis de qualidade de água avaliadas foram turbidez, sólidos, alumínio, arsênio, bário, cádmio, cobre, chumbo, cromo, ferro, manganês, mercúrio e níquel. Foram pesquisadas legislações de países das Américas: Argentina, Chile e Uruguai, Estados Unidos e Canadá, além do Brasil; Ásia: Japão; Oceania: Austrália e Nova Zelândia, bem como legislação europeia, sumariada nas normas da União Europeia.

PANORAMA GERAL DAS LEGISLAÇÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA AVALIADAS

BRASIL

A Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) é a legislação brasileira que dá providências quanto à qualidade de água esperada para diferentes usos do recurso hídrico, seja ele de água doce, salina ou salobra, fixando limites superiores, inferiores ou intervalos para diversas variáveis de qualidade de água. Segundo Cunha e colaboradores (2013), este documento tem sido avaliado pela comunidade científica e se tornou referência para pesquisas acadêmicas.

Nesta resolução, os corpos hídricos foram enquadrados em classes de qualidade esperada (meta), de acordo com o uso pretendido, conforme Tabela 6.

Tabela 6 – Classes de qualidade de água e usos pretendidos, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005.

Origem	Classe	Usos Pretendidos
Água Doce	Classe especial	• ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção • à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas • à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
	Classe 1	• ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado • à proteção das comunidades aquáticas • à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000 • à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película • à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
	Classe 2	• ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional • à proteção das comunidades aquáticas • à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000 • à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto • à aquicultura e à atividade de pesca.
	Classe 3	• ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado • à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras • à pesca amadora • à recreação de contato secundário • à dessedentação de animais.
	Classe 4	• à navegação • à harmonia paisagística
Água Salobra	Classe Especial	• à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral • à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
	Classe 1	• à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000 • à proteção das comunidades aquáticas • à aquicultura e à atividade de pesca • ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado • à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.
	Classe 2	• à pesca amadora • à recreação de contato secundário.
	Classe 3	• à navegação • à harmonia paisagística

Origem	Classe	Usos Pretendidos
Água Salina	Classe especial	• à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral • à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
	Classe 1	• à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000 • à proteção das comunidades aquáticas • à aquicultura e à atividade de pesca.
	Classe 2	• à pesca amadora • à recreação de contato secundário.
	Classe 3	• à navegação • à harmonia paisagística

Conforme se observa pela avaliação da Tabela 6, as classes se dispõem em termos de qualidade melhor ou pior, com base nos usos mais exigentes e menos exigentes. A Figura 52 ilustra tal comportamento.

Figura 52 – Classes de qualidade de acordo com os usos. Modificado a partir de ANA (2020).



O CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, é um órgão colegiado consultivo e deliberativo, ligado ao Ministério do Meio Ambiente através do SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 1981).

Deste órgão participam diferentes esferas da sociedade, que incluem órgãos federais, estaduais e municipais, setor empresarial e sociedade civil (BRASIL, 2012). Nesta situação, várias deliberações ocorrem por câmaras técnicas, de acordo com a expertise necessária. Foi neste contexto que a Resolução CONAMA nº 20/1986 foi revisada e editada a “nova” resolução CONAMA nº 357/2005 (Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental e Gestão Territorial, em que são tratados assuntos que incluem qualidade ambiental, em especial das águas, ar e solo).

O estabelecimento de limites para o enquadramento de corpos de água considerou, conforme expressado na referida resolução (BRASIL, 2005): diretrizes da Política Nacional de Recursos Hídricos; os princípios de desenvolvimento sustentável, da precaução, da prevenção, do poluidor-pagador; diretrizes da Constituição Federal, no sentido de proibir lançamentos em níveis nocivos ou perigosos aos seres humanos e à biota e a Convenção de Estocolmo, no tocante a poluentes orgânicos persistentes

(POPs). Tais limites também consideraram que o enquadramento representa objetivos de qualidade de água, para as quais metas progressivas podem ser inseridas, buscando assegurar usos preponderantes do recurso hídrico. Ainda, padrões estabelecidos na resolução CONAMA nº 357/2005 consideraram a necessidade de controle da poluição, no sentido de proteção à saúde e ao meio ambiente equilibrado, entre outros fins (BRASIL, 2005).

Neste sentido, cada parâmetro descrito na resolução visa atendimento aos usos mais restritivos da água, como manutenção do meio ambiente e da saúde. Segundo Brasil (2006), são considerados os principais poluidores da água: a) matéria orgânica biodegradável; b) sólidos em suspensão; c) nutrientes; d) patógenos diversos, responsáveis pelas doenças de veiculação hídrica; d) matéria orgânica não biodegradável; e) metais.

Especificamente para questões de potabilidade de água doce, há no país uma portaria do Ministério da Saúde, Portaria Consolidada 005/2017. Neste documento, são apresentados valores de referência visando controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, em seu anexo XX (BRASIL, 2017).

Em termos específicos de balneabilidade de águas doces, salobras e salinas, há no país a Resolução CONAMA nº 274/2000, que define critérios para tal fim. No entanto, este documento restringe-se à concentração de bactérias causadoras de doenças, como *Escherichia coli* e *Enterococcus* (este último somente para águas marinhas), presença de resíduos, além da eventual ocorrência de florações de microalgas (BRASIL, 2000).

Desta forma, observa-se que a Resolução CONAMA nº 357/2005 e a Portaria de Consolidação MS nº 5/17 são os dois principais documentos orientativos quanto a padrões de qualidade de água no Brasil.

No sentido de comparar valores legislados no Brasil, para os múltiplos usos da água, uma extensa revisão bibliográfica foi realizada, buscando valores de referência para diferentes usos em países, ou regiões, em que a gestão da qualidade de água superficiais já se encontra consolidada. Canadá, Estados Unidos, União Europeia, Austrália, Inglaterra são alguns deles.

ARGENTINA

Na Argentina, o Código Alimentar, declarado pela Lei 18284 publicada no boletim nacional em julho de 1969, regulamenta, entre outros itens, os parâmetros de qualidade de água para garantir a potabilidade da água em todo o território Argentino. Mais especificamente disponível no artigo 982 do capítulo XII deste documento, capítulo este que apresenta sua versão mais atualizada em novembro de 2019, dita os índices para garantir água potável para abastecimento público e para uso doméstico. (CODIGO ALIMENTARIO ARGENTINO, 1969). Ainda é importante ressaltar que cada província argentina detém suas próprias diretrizes no tocante à água de abastecimento (PINTO, 2006).

AUSTRÁLIA E NOVA ZELÂNDIA

A Estratégia Nacional para a Gestão da Qualidade da Água da Austrália (NWQMS – *Australian National Water Quality Management Strategy*) visa alcançar sustentabilidade no uso dos recursos hídricos na Austrália e na Nova Zelândia, em uma estratégia conjunta desenvolvida entre o Conselho

de Administração de Agricultura e Recursos da Austrália e Nova Zelândia (ARMCANZ - *Agriculture and Resources Management Council of Australia and New Zealand*) e o Conselho de Conservação e Meio Ambiente da Austrália e Nova Zelândia (ANZECC - *Australian and New Zealand Environment and Conservation Council*). Desta forma, o NWQMS visa atender às necessidades futuras, oferecendo políticas e diretrizes nacionais para o gerenciamento da qualidade da água. Documentos conjuntos apresentam diretrizes de qualidade de água para diferentes usos, como indústrias primárias (irrigação, aquicultura e consumo humano de alimentos aquáticos) e proteção de ecossistemas (ANZECC; 1992, ANZECC; ARMCAZ, 2000; NRMCC, 2011). Para a irrigação são oferecidos valores chamados *Long-term trigger value* (LTV) e *Short-term trigger value* (STV). O primeiro diz respeito a valores de contaminantes aceitáveis para uso de irrigação, considerando 100 anos de uso da água para este fim. O segundo, considera um período de 20 anos (ANZECC; ARMCAZ, 2000).

No tocante à proteção de ecossistema aquáticos e água bruta visando potabilidade, a diretriz da ANZECC (1992), estabelece critérios que visam manter ecossistemas sustentáveis e preservar a diversidade genética, em ambos os países, com ecossistemas saudáveis, capazes de realizar todos os processos ecológicos essenciais. O documento ainda define que os limites para proteção de ecossistemas aquáticos são sempre mais restritivos e rigorosos, uma vez que devem considerar que organismos comestíveis (como peixes e moluscos), além da vida selvagem, devem ser protegidos. Em documento posterior, de 2000 (ANZECC; ARMCAZ, 2000), novas diretrizes para a proteção de ecossistemas são estabelecidas para o gerenciamento de águas receptoras onde a descarga de tóxicos para o meio ambiente não pode ser evitada. Estas diretrizes visam proteger ambientes aquáticos de exposições prolongadas a substâncias tóxicas (toxicidade crônica). Os dados utilizados para estes “valores gatilho” vêm de testes de toxicidade de várias espécies, que representam as interações complexas que existem campo.

Neste documento, vários poluentes que podem causar séria degradação ambiental são listados e valorados, no sentido de proteção por percentis, que variam de 80% a 99%, sendo que o nível de proteção significa a porcentagem de espécies que se espera proteger (ANZECC; ARMCAZ, 2000). No presente relatório são apresentados os valores mais restritivos, específicos para 99% de proteção.

Para uso de recreação, há documentos específicos para águas australianas (NRMCC, 2008) e para águas neozelandesas. O mesmo ocorre para águas potáveis (NEW ZEALAND MINISTRY OF HEALTH, 2005; NHMRC; NRMCC, 2008). No presente trabalho somente os valores para águas australianas são apresentados, uma vez que o documento neozelandês se encontra inacessível.

CANADÁ

No caso do Canadá, há a *Canadian Water Quality Guidelines*. Em tradução livre, as Diretrizes de Qualidade de Água Canadenses foram desenvolvidas para oferecer informação científica no tocante aos efeitos das variáveis de qualidade de água em usos possíveis do recurso hídrico, como água bruta visando potabilidade, manutenção da vida aquática, agricultura, recreação, entre outros. Este documento apresenta recomendações sobre concentrações toleráveis de diferentes tipos de poluentes, entre orgânicos, inorgânicos e biológicos (CCREM, 1999). Assim como na legislação brasileira, os valores podem ser diferentes para um mesmo parâmetro, em função da destinação de uso daquele recurso hídrico. Há diretrizes específicas para suprimento de água comunitário, uso recreacional e

estético da água, proteção da vida aquática e usos na agricultura, além de outros tipos de diretrizes para solo, sedimento e tecidos (CCREM, 2014). Também as províncias e os territórios do país legislam sobre a água, em especial no quesito de água potável. De forma geral, os territórios e províncias responsabilizam-se pelos sistemas de abastecimento, enquanto os municípios gerenciam as estações de tratamento (PINTO, 2006). Neste documento, alguns dos parâmetros estudados para o Canadá são apresentados a partir de diretrizes da província de Alberta (ALBERTA GOVERNMENT, 2018).

CHILE

O Chile apresenta legislação específica para qualidade de água potável. O documento data de 1969, mas revisões foram realizadas, sendo a última datada de 2010. Quanto aos poluentes, estes estão divididos em elementos essenciais (cobre, cromo, flúor, ferro, manganês, magnésio, selênio e zinco) e não essenciais (arsênio, cádmio, cianeto, mercúrio, nitrato, nitrito e chumbo). Os metais são tratados em suas formas totais. Além destes, existem limites para substâncias orgânicas, pesticidas e produtos secundários da desinfecção das águas (CHILE, 1969).

Para águas continentais utilizadas para recreação de contato direto, há legislação datada de 2008. Neste documento são estabelecidos valores médios anuais permitidos para alguns poluentes, entre eles metais como o mercúrio, cromo, arsênio, cádmio e chumbo (CHILE, 2008).

A qualidade de água esperada para usos como irrigação e manutenção da vida aquática é disposta na Norma Chilena Oficial no 1.333, datada de 1978 (CHILE, 1978).

ESTADOS UNIDOS

Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental (EPA – Environmental Protection Agency) estabelece critérios e padrões de qualidade de água. Tais padrões são pautados na Lei Federal de Controle de Poluição da Água (conhecida como Clean Water Act - CWA), legislação datada de 1948. Este documento foi regulamentado pelo Código de Regulamento Federal (Code for Federal Regulation), em seu título 40. Neste documento está explícito que os critérios de qualidade de água objetivam “proteger a saúde e bem estar públicos, melhorar a qualidade da água e servir os propósitos da lei” (VEIGA; MAGRINIB, 2009; USEPA, 2015; 2017). Estes objetivos estabelecem que a água deve apresentar padrão de qualidade que ofereça suporte à manutenção da vida aquática (peixes, mariscos e animais selvagens), à recreação de contato primário e secundário e também levar em consideração que a água tem valor econômico, em especial no tocante ao abastecimento público, além de fins agrícolas e industriais (USEPA, 2015; 2017).

Os padrões nacionais de qualidade de água são abordados no CWA, no entanto, cada estado ou tribo pode estabelecer padrões próprios de acordo com os diferentes tipos de uso da água ocorrentes naquela localidade. Os padrões desenvolvidos pelos estados devem ser aprovados pela EPA e devem estar embasados em três componentes principais: usos designados, critérios de qualidade de água e política contra a degradação da água (VEIGA; MAGRINIB, 2009; USEPA, 2015).

No sentido de balizar o estabelecimento destes critérios, a EPA disponibiliza um manual de padrões de qualidade de água, que compila todos os padrões de qualidade de água (*Water Quality Standards – WQS*) utilizados pela Agência (USEPA, 2017). Neste documento são descritos critérios para

os seguintes usos da água: saúde humana (relativo à ingestão de água e de organismos aquáticos), recreação, proteção da vida aquática, agricultura e uso industrial.

Uma ressalva é importante na avaliação de metais na água, no tocante ao critério de proteção da vida aquática. A EPA recomenda que a avaliação de metais nas águas seja feita com base nos metais dissolvidos e não totais, uma vez que os dissolvidos se aproximam mais das frações biodisponíveis na coluna de água (USEPA, 1983). Nos demais casos, para observações deste documento, a não ser quando claramente descritos, os limites foram aplicados aos metais totais.

Para padrões de potabilidade há documento específico, datado de 2018 (USEPA, 2018). Neste documento são apresentadas normas sobre água potável e recomendações de saúde para uma série de poluentes prioritários (no que tange a este documento: arsênio, bário, cádmio, chumbo, cromo, mercúrio) e regulamentações secundárias (para alumínio, cobre, ferro, manganês, sólidos totais dissolvidos e zinco). Para chumbo ou cobre, por exemplo, há informação específica, chamada nível de ação. Em situações em que os valores sejam excedidos, devem ser acionados outros tratamentos ou requisitos que o sistema de tratamento de água deve seguir. Em especial no caso destes dois metais citados, caso excedido em mais de 10% das residências testadas, tratamento para controle de corrosão deve ser aplicado.

O documento também apresenta, para os poluentes prioritários o MCLG (*Maximum Contaminant Level Goal*) e o MCL (*Maximum Contaminant Level*). O primeiro trata de valores (metas) de referência de saúde no qual não se espera que ocorra nenhum efeito adverso conhecido ou antecipado na saúde humana e que permita uma margem de segurança adequada. O segundo expressa o nível mais alto de um contaminante permitido na água potável. Neste estudo, os valores apresentados, quando existentes, são para o MCL.

JAPÃO

No Japão, a legislação aplicável para água potável é datada de 1958, e vem sendo modificada no sentido de acompanhar a evolução dos poluentes prioritários. A versão mais recente do documento data de 2003, na qual foram descritos limites para 50 parâmetros (WAKAYAMA, 2003). No tocante ao controle da poluição das águas, o documento balizador no país é o *Water Pollution Prevention Act*. Tal documento objetiva a prevenção de poluição das águas, incluindo a deterioração de sua qualidade em regiões de águas públicas, bem como água subterrânea e regulação do lançamento de efluentes. O documento não especifica valores orientativos para os diferentes tipos de poluentes, deixando a critério das prefeituras o estabelecimento de padrões (JAPÃO, 1970).

No entanto, há padrões de qualidade disponíveis no site governamental, com valores para algumas variáveis como metais e sólidos suspensos visando a qualidade de água para manutenção da saúde humana (em termos médios anuais), como o cádmio ($\leq 0,01$ mg/L), o chumbo ($\leq 0,01$ mg/L), o arsênio ($\leq 0,01$ mg/L) e o boro ($\leq 1,0$ mg/L). Para a conservação de rios, lagos e águas costeiras, no tocante do presente estudo, variáveis de interesse com limites são os sólidos suspensos (entre ≤ 25 e ≤ 100 mg/L, variando com o uso da água) e o zinco ($\leq 0,03$ mg/L), ambos no tocante à ambientes de rio (JAPÃO, S.D.).

UNIÃO EUROPEIA

A União Europeia (UE) apresenta uma série de legislações no tocante à qualidade de água e ecossistemas aquáticos. A Diretiva 2000/60 apresenta informações para ações comunitárias para as políticas públicas relativas aos recursos hídricos. Este documento oferece um enquadramento que visa a proteção dos recursos hídricos (águas interiores, de transição, costeiras e subterrâneas). O objetivo é evitar a degradação dos ecossistemas aquáticos citados, protegendo, por consequência, ecossistemas terrestres e zonas úmidas que dependem destes ecossistemas, além da promoção do consumo sustentável da água. Mitigar efeitos de secas e cheias também é objetivo daquele documento (UE, 2000).

Já a Diretiva 2008/105 indica padrões para poluentes prioritários em ambientes aquáticos, visando a qualidade ambiental. Estes padrões são apresentados em termos de valores médios anuais (NQA-MA), que deve considerar a média aritmética de dados coletados em diferentes períodos do ano, bem como valores máximos permitidos (NQA-CMA) (UE, 2008). Para balneabilidade, há a Diretiva 76/104, que expressa limites quando organismos patogênicos, algumas características físicas, como cor e algumas químicas, como nitrogênio, pH. Neste documento, apesar de citar alguns metais (arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio), não há o estabelecimento de limites, indicando que as concentrações devem ser verificadas pelas autoridades, quando sua ocorrência em águas balneáveis for detectada (UE, 1975).

A Diretiva 98/83 (UE, 1998) estabeleceu uma série de critérios de qualidade para água para o consumo humano. Relatórios recentes da União Europeia demonstram altos índices de conformidade quanto à qualidade da água potável, entre 98,95% e 100%. Tal diretiva foi baseada na Diretrizes da Organização Mundial da Saúde. 2015, a Comissão Europeia (CE) e o Escritório Regional da OMS para a Europa finalizaram o “Projeto de Cooperação em Parâmetros de Água Potável”. O objetivo do projeto era fornecer consultoria relevante para as políticas, a fim de permitir a tomada de decisões visando possível revisão do Anexo I da Diretiva. No presente relatório são apresentados limites do documento da Organização Mundial da Saúde na Europa, como características de qualidade de água potável (WHO-Europe, 2017).

URUGUAI

No Uruguai, a Lei 14.859, de 15 de dezembro de 1978, aprovou o Código de Águas do país. O Decreto 253/979 estabelecem normas que visam à proteção das águas nacionais no tocante à possibilidade de deterioração do recurso hídrico, medidas para prevenir a contaminação dos corpos de água, classificação dos corpos hídricos segundo usos preponderantes e estabelecimento de limites para parâmetros de qualidade de água. Desta forma, os corpos hídricos uruguaios são classificados em quatro classes, a saber: Classe 1 (águas destinadas ou que podem ser destinadas ao abastecimento de água potável para populações com tratamento convencional); Classe 2 (águas destinadas à irrigação de produtos agrícolas consumidos naturalmente e à recreação por contato direto com o corpo humano); Classe 3 (águas destinadas à preservação de peixes em geral e outras membros da flora e fauna aquáticas, ou também águas destinadas a irrigação de culturas cujo produto não é consumido naturalmente) e Classe 4 (águas que atravessam áreas urbanas ou suburbanas que devem manter a harmonia com o meio ambiente, ou também águas destinadas à irrigação de culturas cujos produtos não são destinados

ao consumo humano de qualquer forma) (URUGUAY, 1979). Além disto, há legislação específica para limites de qualidade de água destinada à potabilidade (UNIT, 2010).

VARIÁVEIS DE QUALIDADE AVALIADAS

Para o presente estudo, a seleção de variáveis para comparação foi baseada nos parâmetros que surgiram como relevantes em relação a alterações da qualidade da água após o desastre da Samarco, em 05 de novembro de 2015, na bacia do rio Doce (BRASIL (MPF)/Lactec, 2020c). Entre elas destacam-se: a turbidez, sólidos suspensos e dissolvidos, além de alguns metais (ferro, alumínio, manganês, arsênio, chumbo, mercúrio, bário, cádmio, cobre, cromo, níquel e zinco).

É importante ressaltar que qualquer substância que modifique de sobremaneira as características de um ecossistema deve ser considerada perigosa do ponto de vista ecotoxicológico. Este é o caso de muitos metais, que são perigosos em concentrações elevadas, sendo, no entanto, essenciais à biota em concentrações baixas. No entanto, é complexo estabelecer quais são estas concentrações limite. De forma geral, as legislações ambientais baseiam-se em conceitos e valores máximos permitidos com base em experimentos de curto prazo, avaliados em condições padrão, em laboratórios, o que dificulta sua extrapolação para condições naturais (RAVERA, 1986).

TURBIDEZ

De acordo com Raposo, Barros e Magalhães Júnior (2009), o estudo da turbidez da água tem grande relevância na avaliação ambiental de bacias hidrográficas, já que esta variável é associada ao uso do solo, e consequentemente a atividades humanas. ANA (2019), complementa que não somente processos erosivos e de assoreamento, mas também outras fontes de poluição podem contribuir com a turbidez da água.

A turbidez é um parâmetro de qualidade água relacionado à possibilidade de passagem de luz através do líquido. Quanto maior a presença de sólidos e pigmentos na água, mais elevada é a turbidez (ANA, 2019). Está relacionada às partículas em suspensão na água, diferentemente da cor, que é relativa às substâncias dissolvidas (BRASIL, 2006). As partículas em suspensão podem ser removidas por sedimentação e daí a relação direta entre a turbidez e o tratamento da água para potabilidade. De acordo com FUNASA (2006), esta relação faz com que a turbidez seja considerada um indicador sanitário e padrão de aceitação da água de consumo humano. Ainda há de ser considerada a relação entre a turbidez e a presença de microrganismos na água, uma vez que partículas que causam a turbidez na água podem proteger os microrganismos, dificultando a ação oxidante da desinfecção (TOMAZONI et al., 2005; FUNASA, 2006).

Além da perda estética, águas turvas também apresentam risco ao uso recreativo da água, uma vez que impedem a visualização de obstáculos submersos (USEPA, 1986). A Tabela 7 mostra valores estabelecidos de turbidez, comparando limites de vários países, de acordo com o uso pretendido para o recurso hídrico.

Tabela 7 – Valores de turbidez (UNT) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Turbidez (UNT)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	40
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	100
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	100
	ÁGUA POTÁVEL	0,5 a 1 ¹ ou 5 ²
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	3
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	5
CANADÁ	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - CURTO PRAZO ³	8 a 80 ⁴
	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - LONGO PRAZO ³	2 ⁵
	ÁGUA POTÁVEL	0,1 a 1,0 ⁶
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	2
EUA	ÁGUA POTÁVEL ⁷	5
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	2
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	2,5
UNIÃO EUROPEIA	ÁGUA POTÁVEL	1
	ÁGUA POTÁVEL	1
URUGUAI	CLASSE 1 (águas potabilizáveis, por tratamento convencional)	50
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos in natura)	50
	CLASSE 2b (Balneabilidade de contato primário)	50
	CLASSE 3 (Preservação de fauna e flora; Irrigação de produtos não consumidos in natura)	50
	CLASSE 4 (Harmonia paisagística e Irrigação de produtos não destinados ao consumo humano)	100

Nota: ¹ Varia de acordo com o tipo de filtração. ² Na saída da torneira. ³ Dados para a província de Alberta. ⁴ Valores variam entre ambientes lóticos e lêntico. ⁵ Para ambientes lênticos. ⁶ Varia de acordo com o tipo de filtração aplicada. ⁷ Valores para MCL: *Maximum contaminant level*.

Para a Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05, o valor estabelecido é de 40 UNT. No entanto, a maior parte dos rios brasileiros está enquadrado na Classe 2, onde o limite de turbidez é de 100 UNT. Desta forma, ao se avaliar Tabela 7 torna-se claro que os valores apresentados para ambientes aquáticos dulcícolas brasileiros são mais elevados e permissivos do que os observados em outros países. Comparando o limite uruguaio para Classe 1, cujo uso previsto é potabilidades após tratamento convencional, de 50 UNT, com o da Classe 2 brasileira, compatível também com o uso de potabilidade após tratamento convencional, de 100 UNT, observa-se que nossa legislação mostra-se mais permissiva, apresentando valores mais elevados para os mesmos usos preponderantes da água. No sentido

de proteger a saúde humana, países como os Estados Unidos e a União Europeia estabelecem valores inferiores a 5 UNT para água potável.

SÓLIDOS

Segundo Brasil (2006), a indicação de água poluída ou não poluída está diretamente relacionada ao uso que se pretende fazer dela. Nesta situação, sólidos suspensos são considerados poluentes de interesse, em especial, por causarem problemas estéticos, depósitos no fundo dos rios, e porque protegem organismos patogênicos no processo de desinfecção da água para tratamento, além da adsorção de outros poluentes.

Os sólidos são divididos em suspensos (sedimentáveis ou não) ou dissolvidos (fixos ou voláteis). Os suspensos são partículas passíveis de retenção em processos de filtração. Já os dissolvidos são partículas de diâmetro inferior a 10^{-3} μm e que permanecem em solução mesmo após a filtração (BRASIL, 2006).

A entrada de sólidos na água pode ocorrer de forma natural (processos erosivos, organismos e detritos orgânicos) ou antropogênica (lançamento de lixo e esgotos) (BRASIL, 2006). No caso específico do desastre da Samarco, a entrada de sólidos no rio Doce e afluentes se deu pelo arraste de material do solo, bem como pela composição do rejeito, além da ressuspensão dos sólidos previamente presentes no leito dos rios da bacia do Doce, na região afetada.

No Brasil, os padrões de potabilidade tratam apenas de sólidos dissolvidos, uma vez que é esta fração dos sólidos que está mais associada ao lançamento de esgotos e que afeta as características de cor, odor e sabor da água (BRASIL, 2006).

Além da questão de potabilidade, deve-se estabelecer que a presença de materiais com capacidade de se depositar no fundo dos rios e lagos é fator de degradação para populações de invertebrados, uma vez que podem dificultar a desova nos leitos, agora cobertos por sedimento. Inclusive se o sedimento apresentar uma composição maior por fração orgânica, há também a ação de bactérias na decomposição do material e a demanda maior por oxigênio nas águas imediatamente associadas (USEPA, 1986). Um exemplo indicado por Gammon (1970) apud USEPA (1986) demonstra os problemas causados por sólidos à biota. Em trabalho realizado a jusante de uma área de descarga de mineração (pedreira), com a elevação da concentração de sólidos suspensos para 80 mg/L, houve perda de mais de 60% na densidade dos macroinvertebrados bentônicos, demonstrando seus efeitos deletérios. No mesmo estudo, em áreas de acúmulo de sedimento, as populações destes organismos também foram reduzidas em 60%, independentemente da concentração de sólidos em suspensão.

Também é importante ressaltar que os metais pesados podem ser adsorvidos, co-precipitados ou complexados por sólidos em suspensão, podendo ser transportados ou depositados com a carga de sedimentos de um rio ou bacia (SORENSEN et al., 1977). Este é um dos motivos pelos quais esta variável é de tamanha relevância em diagnósticos ambientais associados à mineração.

Ainda segundo Sorensen e colaboradores (1977), em locais de dragagem ou descarte, a ocorrência de alterações nas condições do sedimento (biológicas, químicas ou físicas) podem promover a liberação de metais tóxicos na água.

No tocante à água para consumo, de acordo com ANZECC (1992), sólidos totais dissolvidos excedendo 500 mg/L, causam deterioração de sabor.

A Tabela 8 mostra valores estabelecidos de sólidos, comparando limites de vários países, de acordo com o uso pretendido para o recurso hídrico. Ressalta-se que não foram observados valores legislados para sólidos sedimentáveis na documentação pesquisada.

Tabela 8 – Valores de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos totais dissolvidos (STD) (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	SST (mg/L)	STD (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	-	500
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	-	500
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	-	500
	ÁGUA POTÁVEL	-	1000
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	1500
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	600
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	-	0 a 5000 ¹
	AQUICULTURA	40	3000
	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	1000
CANADÁ	IRRIGAÇÃO ²	-	500 a 3500 ³
	PECUÁRIA ²	-	3000
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	-	500
	ÁGUA POTÁVEL	-	1500
	IRRIGAÇÃO	-	500
EUA	ÁGUA POTÁVEL ⁴	-	500
	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ÁGUA E ORGANISMOS	-	250
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	1000
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	1000
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos em natura)	700	-

Nota: ¹ Valores variam de acordo com o animal. Limites em mg/L, para os quais não são esperados efeitos adversos nos animais. Gado de corte: 0 a 4000; Gado leiteiro: 0 a 2500; ovelhas: 0 a 5000; cavalos: 0 a 4000; porcos: 0 a 4000; aves: 0 a 2000. ² Valores estabelecidos para a província de Alberta. ³ Concentrações variam de acordo com a cultura. Valores mais restritivos para morango, framboesa, feijão e cenoura: 500mg/L; menos restritivos para aspargos, soja, açafrão, aveia, centeio, trigo, beterraba sacarina, cevada, feno de cevada e grama alta de trigo: de 2500 a 3500 mg/L. ⁴ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*.

Limites mais comuns de serem encontrados em legislações de diferentes países estão relacionados aos sólidos totais dissolvidos, como no Brasil, sendo ainda mais comum o limite estar relacionado à

água potável. Comparativamente, o limite de 1000 mg/L para STD descrito para potabilidade no Brasil é um valor superior ao esperado em águas potáveis australianas, canadenses e norte-americanos. Valores mais permissivos que os brasileiros foram registrados para águas chilenas e argentinas. Valor semelhante em águas potáveis uruguaias e neozelandesas. Desta forma, observa-se que os limites nacionais não estão muito distantes dos aplicados outros países.

Em relação aos demais usos pretendidos da água, o Brasil pratica valores máximos de 500 mg/L para águas doces de classes 1 a 3. Valores semelhantes são observados no Chile para águas de irrigação. No Canadá (para irrigação e pecuária) e na Austrália e Nova Zelândia, tanto para água bruta potabilizável, quanto na água para pecuária ou irrigação, os valores são mais permissivos que os brasileiros.

ALUMÍNIO

O alumínio é um elemento natural e o metal mais comum na crosta terrestre. Este pode ser encontrado na maioria dos solos e rochas, e pode entrar na água através de processos naturais, como intemperismo de rochas (USEPA, 2020). Este metal também pode ser liberado na água por processos de mineração, processos industriais que utilizam o alumínio e pelo tratamento de águas residuais com compostos de alumínio (USEPA, 2020). Segundo a referida agência, o alumínio não está entre os metais essenciais para a sobrevivência da vida aquática, sendo que seu excesso acumulado nas brânquias dos peixes pode inibir funções respiratórias, podendo levar à morte desses animais. Para seres humanos, existe evidência considerável de que o alumínio é neurotóxico (NRMMC, 2011).

Rosalino (2011) e Cleto (2008), concluíram que as altas concentrações de alumínio apresentam efeitos negativos na natureza, podendo ter influência direta na redução da diversidade de diferentes espécies em todos níveis tróficos, diminuindo a produtividade da água por sua capacidade de interferir no ciclo de fósforo e, conseqüentemente, limitando a disponibilidade para o fitoplâncton. A disponibilidade desse metal está relacionada ao pH do ambiente, se tornando mais solúvel em águas mais ácidas ou mais alcalinas.

A toxicidade e a biodisponibilidade do alumínio são maiores em meios ácidos, com toxicidade esperada entre pH 4,4 a 5,4, sendo o ainda mais tóxico entre 5,0–5,2, causando danos em peixes, anfíbios e fitoplâncton. Na Austrália, o limite de alumínio em águas ácidas foi baseado em concentrações que não causassem efeito para a espécie de anfíbio *Bufo americanis*. Já em águas com pH superior a 6,5, o limite recomendado pela USEPA foi aplicado, na qual concentrações superiores a 0,1 mg/L podem ser deletérias para o crescimento e sobrevivência de peixes (ANZECC, 1992).

A Tabela 9 demonstra os limites encontrados para o alumínio dissolvido e total.

Tabela 9 – Valores de alumínio total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Al Dissolvido (mg/L)	Al total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	0,1	-
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	0,1	-
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,2
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,2
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,2
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	0,2
	PROTEÇÃO DE ESPÉCIES	-	0,027
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ¹	-	5
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ²	-	20
	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	-	5
	AQUICULTURA	-	0,01 ou 0,03 ³
CANADÁ	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA – AGUDO ⁴	0,1 ⁵	-
	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA – CRÔNICO ⁴	0,05 ⁵	-
	IRRIGAÇÃO ⁴	-	5
	PECUÁRIA ⁴	-	5
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,1 ou 0,2 ⁶
CHILE	IRRIGAÇÃO	-	5
EUA	ÁGUA POTÁVEL ⁷	-	0,05 a 0,2
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	-	0,2
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,1
UNIÃO EUROPEIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,2
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	0,2

Nota: ¹ Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ² Curto prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ³ Varia de acordo com o pH da água: valores menores para pH < 6,5; valores maiores para pH > 6,5. ⁴ Valores definidos para a província de Alberta. ⁵ Para valores de pH da água < 6,5 deve-se utilizar a equação $\{e^{(1.209 - 2.426 (\text{pH}) + 0.286 (\text{pH})^2)}\} \times 1000$, em casos de agudos e $\{e^{(1.6 - 3.327 (\text{pH}) + 0.402 (\text{pH})^2)}\} \times 1000$, crônico. ⁶ Valores variam de acordo com o tratamento. 0,1 mg/L para tratamento convencional, 0,2 mg/L para outros tipos de tratamento. ⁷ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*.

No Brasil, apenas a parcela dissolvida do alumínio apresenta limite na legislação, sendo de 0,1 mg/L. Este valor também foi encontrado na legislação canadense, para a província de Alberta, aplicado à proteção da vida aquática (efeito agudo). Para o efeito crônico, o valor legislado nessa região é de 0,05 mg/L.

Para o alumínio total, foi encontrado o valor limite de 0,2 mg/L nas legislações do Brasil, Argentina, Austrália, Estados Unidos, Japão, União Europeia e Uruguai para água potável. No Canadá, o limite varia de 0,1 mg/L a 0,2 mg/L, conforme o tipo de tratamento da água. Na Nova Zelândia, o limite para a água potável é de 0,1 mg/L.

O documento “Australian Drinking Guidelines” (NRMMC, 2011) explica que o valor do limite australiano de 0,2 mg/L foi definido com base em problemas estéticos causados pela utilização de sais de alumínio no tratamento da água potável. O documento ressalta ainda que, no momento de sua elaboração, não existia limite baseado em estudos da área da saúde.

Para a pecuária, irrigação e dessedentação animal, foram estipulados limites menos restritivos para o alumínio total, variando de 5 a 20 mg/L. Ressalta-se que o limite de 20 mg/L é aplicável apenas para irrigação em situações de curto prazo.

Por fim, foram também encontradas limitações mais restritivas na legislação da Austrália e Nova Zelândia, de 0,027 mg/L para a proteção de espécies e de 0,01 a 0,03 mg/L para a aquicultura.

ARSÊNIO

O arsênio é um metal caracterizado como micropoluinte pois, mesmo em baixas concentrações, confere toxicidade à água, tornando-a imprópria para diferentes usos. Assim como o arsênio também o cádmio, cromo, cobre, chumbo, mercúrio, níquel, prata, zinco também são considerados micropoluentes. Estes elementos se acumulam no ambiente aquático, biomagnificando enquanto evoluem na cadeia alimentar (BRASIL, 2006). A toxicidade do arsênio vem sendo demonstrada por diferentes estudos, sendo que os dados apurados indicam que formas inorgânicas de arsênio tendem a ser mais danosas aos organismos e formas orgânicas, menos tóxicas (KUMARI et al., 2017).

Estudos epidemiológicos em Taiwan e na Argentina, demonstraram correlação entre o aumento da incidência de hiperqueratose e câncer de pele com o consumo de água contendo mais do que 0,3 mg/L de arsênio. Outros tipos de problemas dermatológicos também foram observados em crianças, no Chile, quando ocorreu consumo de água a partir de reservatórios contendo 0,8 mg/L de arsênio. Em situações de envenenamento crônico, mas leve, os sintomas reduzem-se a fadiga e perda de energia. Em situações de intoxicação grave, os sintomas no homem podem ser de catarro gastrointestinal, degradação renal, tendência a edemas, polineurite, cirrose hepática, lesão da medula óssea e dermatite esfoliada (NATIONAL RESEARCH COUNCIL U.S., 1973).

Em levantamento bibliográfico realizado por National Research Council (US) (1999), para avaliação de arsênio na água potável, levantou diferentes tipos de câncer e órgãos alvo relacionados à exposição ao arsênio em humanos, como: pele, bexiga, pulmão, rim, nariz, fígado, próstata e outros, sendo os três primeiros os mais citados nos dez estudos utilizados para levantamento.

De acordo com ANZECC (1992), várias formas de arsênio ocorrem em águas naturais, dependendo diretamente do potencial redox e do pH, sendo as duas formas mais comuns o arsênio III e o arsênio V. Formando ligações estáveis com o carbono, tanto o arsênio III quanto o V geram substâncias bastante tóxicas. Toxicidade de arsênio III para invertebrados ocorreria em concentrações de 0,812 mg/L. Já para o arsênio V, concentrações de 0,850 mg/L seriam tóxicas, de forma aguda, para espécie de cladócero *Bosmina longirostris*. Em peixes, toxicidade aguda foi registrada para concentrações acima

de 13,3 mg/L de arsênio III. Em especial para a truta arco-íris, valores de 10,8 mg/L de arsênio V já apresentam toxicidade aguda. Para vegetais, as formas de arsênio V apresentam maior toxicidade do que arsênio III, sendo observada para a microalga *Scenedesmus obliquus*, em concentrações de 0,048 mg/L e superiores.

A exposição contínua de organismos de água doce a concentrações, mesmo que baixas de arsênio causam bioacumulação. Esta ocorre em peixes, em órgãos como fígado e rins. Disto resultam problemas de redução das atividades enzimáticas, hiperglicemia, alterações no sistema imunológico (KUMARI et al., 2017).

A Tabela 10 mostra valores estabelecidos de arsênio, comparando limites de vários países, de acordo com o uso pretendido para o recurso hídrico.

Tabela 10 – Valores de arsênio total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	As dissolvido (mg/L)	As total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	-	0,01
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	-	0,01
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	-	0,033
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	-	0,007
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	0,05
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ¹	-	0,1
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ²	-	2
	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	-	0,5
	AQUICULTURA	-	0,05
CANADÁ	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - LONGO PRAZO ³	-	0,005
	IRRIGAÇÃO ³	-	0,16
	PECUÁRIA ³	-	0,025
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
	RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO	-	0,11
	IRRIGAÇÃO	-	0,1

País ou Região	Aplicação	As dissolvido (mg/L)	As total (mg/L)
EUA	ÁGUA POTÁVEL ⁴	-	0,01
	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ÁGUA E ORGANISMOS	-	0,000018
	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ORGANISMOS	-	0,00014
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO AGUDO	0,34	-
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO CRÔNICO	0,15	-
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
UNIÃO EUROPEIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	0,02
	CLASSE 1 (água bruta potabilizável, após tratamento convencional)	-	0,05
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos in natura)	-	0,05
	CLASSE 2b (Balneabilidade de contato primário)	-	0,005
	CLASSE 3 (Preservação de fauna e flora; Irrigação de produtos não consumidos in natura)	-	0,005
	CLASSE 4 (Harmonia paisagística e Irrigação de produtos não destinados ao consumo humano)	-	0,1

Notas: ¹ Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ² Curto prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ³ Valores definidos para a província de Alberta. ⁴ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*.

Para o arsênio total, os valores brasileiros tanto para usos múltiplos (0,01 a 0,033 mg/L) quanto os valores para água potável (0,01mg/L) estão entre os mais restritivos observados. Valores semelhantes aos brasileiros para água potável são estabelecidos pela Argentina, Austrália, Canadá, Chile, Estados Unidos, Japão, Nova Zelândia e União Europeia. Apesar de a potabilidade ser considerada o uso mais nobre da água, valores ainda mais restritivos foram observados para a consumo de água e organismos (0,000018 a 0,0014 mg/L), nos Estados Unidos; proteção de comunidades aquáticas, na província de Alberta (Canadá), com valor de 0,005 mg/L e saúde humana visando recreação, na Austrália (0,007 mg/L).

Valores mais permissivos de arsênio são aplicáveis para outros usos da água, em diferentes países, como para irrigação (Austrália, Nova Zelândia, Canadá, Chile), aquicultura e proteção de comunidades aquáticas (Austrália, Nova Zelândia, Estados Unidos), pecuária e dessedentação de animais (Canadá, Austrália, Nova Zelândia), recreação (Chile), água bruta potabilizável (Austrália e Nova Zelândia). Para fins de potabilidade, o único país pesquisado que apresentou valores superiores aos brasileiros foi o Uruguai, onde a concentração máxima permitida de arsênio total é de 0,02 mg/L. De todos os valores consultados, a maior concentração permitida foi registrada para o arsênio dissolvido, nos Estados Unidos, para os usos de proteção da vida aquática, em efeito crônico (0,15 mg/L) e agudo (0,34 mg/L), assim como irrigação de longo prazo, na Austrália e na Nova Zelândia (2,0 mg/L).

BÁRIO

O bário é um elemento cuja ingestão pode causar efeitos tóxicos em nervos, coração e vasos sanguíneos, sendo as formas primárias de entradas no corpo humano a ingestão de água ou a inalação (USEPA, 1973). De acordo com Golding et al. (2018), existe uma relação entre a concentração de sulfato na água e a solubilidade de bário. A barita (forma insolúvel) seria a forma menos biodisponível, e consequentemente, menos tóxica aos organismos, em comparação com o bário dissolvido. Ainda assim, é importante ressaltar que, na documentação consultada, não foram encontrados valores para bário dissolvido, sendo os limites estabelecidos apenas para bário total.

De acordo com Santos (2017), suas concentrações em águas naturais variam entre 0,0007 a 0,9 mg/L, com o intemperismo e a erosão como as principais fontes de bário. No entanto, as atividades antrópicas são responsáveis por intensificar esses valores. O autor analisou concentrações em córregos em Araxá/MG, e os valores encontrados foram comparados a Resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce como classe 2 e as nascentes como classe especial, por serem APP's. A concentração de bário no ponto coletado da nascente esteve acima do limite estabelecido nas duas campanhas feitas, 1,05 mg/L e 1,24 mg/L, respectivamente. Os autores relacionam essa anomalia a proximidade do ponto com uma mineradora que, inclusive, teve um caso de vazamento nos anos 80, sem, no entanto, conseguir estabelecer relação causal entre ambos.

Estudo recente para entendimento dos valores aceitáveis de bário na água foi realizado por RIVM (2020), para os Países Baixos. De acordo com o documento, o valor médio anual considerado para o EQS (Environmental Quality Standards) é de 0,0093 mg/L. Ainda segundo o documento, novas informações sobre bioacumulação de metais tornaram-se disponíveis, assim como novas metodologias para padrões de intoxicação secundária, o que sugere novas orientações técnicas para padrões de qualidade de água na Europa. Este valor é bem mais restritivo do que os observados em legislações consultadas, em que os valores de bário total na água variaram entre 0,7 mg/L e 4,0 mg/L.

A Tabela 11 mostra valores estabelecidos de bário total, comparando limites de vários países, de acordo com o uso pretendido para o recurso hídrico. Ressalta-se que não foram encontrados valores para bário dissolvido nos documentos pesquisados.

Tabela 11 – Valores de bário total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Ba total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	0,7
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	0,7
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	1
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	0,7
	ÁGUA POTÁVEL	2
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	0,7
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	1
CANADÁ	ÁGUA POTÁVEL	1
CHILE	IRRIGAÇÃO	4
EUA	ÁGUA POTÁVEL ¹	2
	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ÁGUA E ORGANISMOS	1
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	0,7
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	0,7

Notas: ¹ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*.

Os valores mais restritivos encontrados para o bário total relacionam-se a sua presença em águas potáveis. Neste sentido, os valores legislados no Brasil, tanto para água potável, como usos mais nobres de Classe 1 e 2, de 0,7 mg/L, vem de encontro com demais valores restritivos observados em outros países, como Nova Zelândia e Uruguai. Concentração de 0,7 mg/L de bário total também é sugerida na Austrália para manutenção de saúde humana, visando recreação. Foram ainda observados valores maiores permitidos para água potável no Canadá (1,0mg/L) e Austrália e Estados Unidos (2,0 mg/L).

Os demais usos estudados na legislação internacional apresentam valores mais permissivos, variando entre 1,0 e 4,0 mg/L. A concentração mais elevada registrada, de 4,0 mg/L seria para águas utilizadas para irrigação, no Chile.

CÁDMIO

Em termos biológicos, o cádmio é considerado um metal não essencial, e desta forma, não benéfico para os organismos. A toxicidade deste elemento, de forma aguda, é afetada pelo pH da água, pela dureza, pela temperatura, e também pela presença de compostos orgânicos (USEPA, 1973; ANZECC, 1992). De acordo com ANZECC (1992), valores agudos de toxicidade de cádmio, para organismos dulcícolas, variaram em estudo realizado com 44 gêneros diferentes de organismos, desde 0,001 mg/L para

a truta arco-íris até 24 mg/L para espécie de insetos aquáticos do grupo dos efemerópteros (*mayfly*). Já plantas aquáticas foram afetadas de forma aguda em concentrações tão baixas quanto 0,002 mg/L.

Ainda de acordo com ANZECC (1992), vários autores estabeleceram valores recomendados de concentração de cádmio na água, variando entre 0,0002 e 0,0018 mg/L, considerando a dureza da água, no sentido de proteger a vida aquática.

De acordo com Mebane (2010), o cádmio é raro em águas superficiais, no entanto, é altamente tóxico. Estudos demonstraram que de mais de sessenta metais pesados, o cádmio é claramente o metal mais tóxico. Ainda de acordo com o autor supracitado, a EPA teria recomendado que a média de quatro dias da concentração de cádmio dissolvido em águas superficiais não ultrapasse 0,00008 mg/L para águas de até 20 mg/L de carbonato de cálcio de dureza e 0,00025 mg/L para águas com dureza de 100mg/L de carbonato de cálcio.

A Tabela 12 mostra valores estabelecidos de cádmio, comparando limites de vários países, de acordo com o uso pretendido para o recurso hídrico.

Tabela 12 – Valores de cádmio total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Cd dissolvido (mg/L)	Cd total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	-	0,001
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	-	0,001
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	-	0,01
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,005
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,005
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,002
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	-	0,002
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	PROTEÇÃO DE ESPÉCIES	-	0,00006
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ¹	-	0,01
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ²	-	0,05
	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	-	0,01
	AQUICULTURA	-	0,0002 a 0,0018 ³
	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	0,005

País ou Região	Aplicação	Cd dissolvido (mg/L)	Cd total (mg/L)
CANADÁ	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - CURTO PRAZO ⁴	-	Equação ⁵
	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - LONGO PRAZO ⁴	-	Equação ⁶
	IRRIGAÇÃO ⁴	-	0,0082
	PECUÁRIA ⁴	-	0,08
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,005
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
	RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO	-	0,033
	IRRIGAÇÃO	-	0,01
EUA	ÁGUA POTÁVEL ⁷	-	0,005
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO AGUDO	0,0018	-
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO CRÔNICO	0,00072	-
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,004
UNIÃO EUROPEIA	QUALIDADE AMBIENTAL ⁸	0,08 a 0,25 ⁹	-
	QUALIDADE AMBIENTAL ¹⁰	0,45 a 1,5 ⁹	-
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,005
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	0,003
	CLASSE 1 (água bruta potabilizável, após tratamento convencional)	-	0,001
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos in natura)	-	0,001
	CLASSE 2b (Balneabilidade de contato primário)	-	0,001
	CLASSE 3 (Preservação de fauna e flora; Irrigação de produtos não consumidos in natura)	-	0,001
	CLASSE 4 (Harmonia paisagística e Irrigação de produtos não destinados ao consumo humano)	-	0,01

Notas: ¹ Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ² Curto prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ³ Varia de acordo com a dureza da água. ⁴ Valores definidos para a província de Alberta. ⁵ Em dureza ≥ 5.3 mg/L e ≤ 360 mg/L, a equação é $10^{1.016(\log_{10}[\text{dureza}]) - 1.71}$. ⁶ Em dureza ≥ 17 mg/L e ≤ 280 mg/L, a equação é $10^{0.83(\log_{10}[\text{dureza}]) - 2.46}$. ⁷ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*. ⁸ Média Máxima Anual. ⁹ Varia de acordo com a classe. ¹⁰ Valor Máximo Permitido.

COBRE

De acordo com Hong et al. (2020), o cobre encontrado nas águas naturais possui como principais fontes o escoamento de produtos agrícolas, resíduos industriais e deposição atmosférica, possui uma alta toxicidade em organismos aquáticos que varia de acordo com as propriedades hidroquímicas, o cobre tende a ser mais encontrado em corpos hídricos com maior quantidade de matéria orgânica dissolvida. Na China, os critérios da qualidade de água doce em relação ao cobre foram criados a partir de um método de classificação de porcentagem de toxicidade e um método de distribuição da sensibilidade das espécies, que analisa as concentrações a curto e longo prazo deste metal, com proteção de 95% das espécies, de 0,03 e 0,00944 mg/L respectivamente.

O cobre é um elemento comumente encontrado em águas superficiais, mas em baixas concentrações, normalmente inferiores a 1,0 mg/L, sendo considerado um elemento essencial para o metabolismo humano. Deficiência em cobre pode gerar anemia em crianças. Concentrações baixas na água, desta forma, são consideradas não tóxicas, uma vez que suplementam o cobre da ingesta. No entanto, concentrações elevadas podem causar ou ingesta prolongada pode causar danos no fígado (USEPA, 1973).

De qualquer forma, a toxicidade do cobre cresce em águas de menor dureza e menor concentração de oxigênio dissolvido. Valores considerados como crônicos para cobre para diferentes espécies de água doce ficam ao redor de 0,004 mg/L. Estes valores foram testados para mais de 15 espécies de água doce, entre animais e plantas (ANZECC, 1992).

A Tabela 13 mostra valores estabelecidos de cobre, comparando limites de vários países, de acordo com o uso pretendido para o recurso hídrico.

Tabela 13 – Valores de cobre total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Cu dissolvido (mg/L)	Cu total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	0,009	-
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	0,009	-
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	0,013	-
	ÁGUA POTÁVEL	-	2
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	1
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	2
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	-	2
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	1
	PROTEÇÃO DE ESPÉCIES	-	0,001
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ¹	-	0,2
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ²	-	5
	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	-	0,4 a 5,0 ³
	AQUICULTURA	-	0,005
CANADÁ	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - CURTO PRAZO ⁴	-	Euação ⁵
	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - LONGO PRAZO ⁴	-	0,007
	IRRIGAÇÃO ⁴	-	0,2 e 1,0 ⁶
	PECUÁRIA ⁴	-	0,5 a 5,0 ⁷
	ÁGUA POTÁVEL	-	2

País ou Região	Aplicação	Cu dissolvido (mg/L)	Cu total (mg/L)
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	-	2
	IRRIGAÇÃO	-	0,2
EUA	ÁGUA POTÁVEL ⁸	-	1,3
	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ÁGUA E ORGANISMOS	-	1,3
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO AGUDO	BLM ⁹	-
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO CRÔNICO	BLM ⁹	-
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	-	1
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	2
UNIÃO EUROPEIA	ÁGUA POTÁVEL	-	2
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	1
	CLASSE 1 (água bruta potabilizável, após tratamento convencional)	-	0,2
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos in natura)	-	0,2
	CLASSE 2b (Balneabilidade de contato primário)	-	0,2
	CLASSE 3 (Preservação de fauna e flora; Irrigação de produtos não consumidos in natura)	-	0,2
	CLASSE 4 (Harmonia paisagística e Irrigação de produtos não destinados ao consumo humano)	-	1

Nota: ¹ Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ² Curso prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ³ Varia de acordo com o tipo de criação: 0,4mg/L para ovelhas, 1,0 mg/L para gado, 5,0mg/L para porcos ou aves. ⁴ Valores definidos para a província de Alberta. ⁵ Equação é $(e^{(0.979123 \ln(dureza))} - 8.64497)) \times 1000$. ⁶ Varia de acordo com a cultura: 0,2 mg/L para cereais e 1 mg/L para culturas tolerantes. ⁷ Varia de acordo com a criação: 0,5mg/L para ovelhas, 1mg/L para gado e 5mg/L para suínos e aves. ⁸ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*, medido na saída da torneira. ⁹ BLM: *Biotic Ligand Model* é um modelo de biodisponibilidade de metal que utiliza as características do corpo de água e dados de monitoramento para desenvolver critérios de qualidade da água específicos para um determinado ambiente, sendo que os dados de entrada para o BLM incluem: temperatura, pH, carbono orgânico dissolvido, cátions principais (Ca, Mg, Na e K), ânions principais (SO₄ e Cl), alcalinidade e sulfeto.

Em termos de água potável, os valores observados variaram entre 1,0 e 2,0 mg/L de cobre total, sendo que o Brasil está no limite superior, juntamente com União Europeia, Nova Zelândia, Chile, Canadá e Austrália.

Em relação aos demais usos, a Resolução CONAMA 357/05 define valores de cobre dissolvido. No entanto, mesmo quando comparados com os valores de cobre total explicitados por outras legislações, os valores brasileiros são bastante restritivos.

CHUMBO

Segundo Cunha (2003) quando o chumbo está disponível no meio ambiente, aquático ou solo, pode ser incorporado aos organismos residentes, sendo que sua biodisponibilidade depende do pH, teor de matéria orgânica e composição mineralógica do local. Por ser um metal pesado tóxico, quando absorvido pela biota, mesmo estando em baixa disponibilidade o metal possui capacidade de afetar a saúde.

Em humanos, a intoxicação aguda por chumbo caracteriza-se por queimação na boca, sede aguda, inflamação gastrointestinal, vômitos e diarreia. Já a toxicidade crônica causa anorexia, náuseas, vômitos, dor abdominal aguda, paralisia, confusão mental, distúrbios visuais, anemia e convulsões (USEPA, 1973). Em águas moles, a toxicidade aguda por chumbo é mais severa do que em águas duras. Algas são afetadas em concentrações acima de 0,5 mg/L, em estudos realizados pelo USEPA, com quatro espécies. Os limites esperados de chumbo, baseados na dureza da água seriam variáveis entre 0,001 e 0,007 mg/L (ANZECC, 1996).

A Tabela 14 mostra valores estabelecidos de chumbo, comparando limites de vários países, de acordo com o uso pretendido para o recurso hídrico.

Tabela 14 – Valores de chumbo total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Pb dissolvido (mg/L)	Pb total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	-	0,01
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	-	0,01
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	-	0,033
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,05
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	-	0,01
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	0,05
	PROTEÇÃO DE ESPÉCIES	-	0,001
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ¹	-	2
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ²	-	5
	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	-	0,1
	AQUICULTURA	-	0,001 a 0,007 ²
CANADÁ	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - LONGO PRAZO ³	-	Equação ⁴
	IRRIGAÇÃO ³	-	0,2
	PECUÁRIA ³	-	0,1
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	-	0,005
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,05
	RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO	-	0,11
	IRRIGAÇÃO	-	5

País ou Região	Aplicação	Pb dissolvido (mg/L)	Pb total (mg/L)
EUA	ÁGUA POTÁVEL ⁵	-	0,015
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO AGUDO	0,082	-
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO CRÔNICO	0,0032	-
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
UNIÃO EUROPEIA	QUALIDADE AMBIENTAL ⁶	7,2	-
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,01
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	0,03
	CLASSE 1 (água bruta potabilizável, após tratamento convencional)	-	0,03
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos in natura)	-	0,03
	CLASSE 2b (Balneabilidade de contato primário)	-	0,03
	CLASSE 3 (Preservação de fauna e flora; Irrigação de produtos não consumidos in natura)	-	0,03
	CLASSE 4 (Harmonia paisagística e Irrigação de produtos não destinados ao consumo humano)	-	0,05

Notas: ¹ Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ² Curto prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ³ Varia de acordo com a dureza. ⁴ Valores definidos para a província de Alberta. ⁵ Em dureza > 60 mg/L e ≤180 mg/L, a equação de longo termo é $e^{[1.273 \ln(\text{dureza}) - 4.705]}$. ⁶ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*, medido na saída da torneira. ⁷ Valor de NQA-MA: Média máxima anual.

Comparando os valores de chumbo para águas potáveis, observa-se que o valor brasileiro (0,01 mg/L) é inferior apenas aos valores praticados no Canadá (província de Alberta, de 0,005 mg/L). Nos demais países, ou as concentrações máximas permitidas são iguais às brasileiras (Austrália, Nova Zelândia e Japão) ou superiores (Argentina, Chile, Estados Unidos e União Europeia), que variaram entre 0,015 a 0,05 mg/L de chumbo total.

Em relação aos demais usos da água, os valores de chumbo total dispostos no Brasil pela Resolução CONAMA 357/05 (entre 0,01 e 0,033 mg/L), valores bem mais restritivos foram registrados na Austrália e Nova Zelândia para aquicultura e proteção de espécies aquáticas (0,0001 a 0,0007 mg/L), enquanto valores mais de 10 vezes superiores aos brasileiros foram registrados em diferentes locais para dessedentação de animais, irrigação, recreação de contato primário e qualidade ambiental.

CROMO

No trabalho de Dittert (2011), os efeitos tóxicos do cromo são descritos como dependentes do estado de oxidação do elemento. Em seu estado de cromo (III), é caracterizado como um elemento traço essencial ao organismo, atuando no controle do metabolismo da glicose e lipídeos nos mamíferos. Em organismos aquáticos de água doce, os valores letais da concentração do cromo trivalente são de 2000 a 3200 ppb, enquanto para cromo hexavalente, considerado a forma mais tóxica, suas concentrações ficam entre 445 e 2000 ppb.

De acordo com Hong (2020), a exposição a grandes concentrações ao cromo, principalmente ao hexavalente, podem resultar em danos graves aos organismos aquáticos, sendo também cancerígeno para humanos.

De acordo com USEPA (1973), sugere-se que a concentração de 0,05 mg/L possa ser definida como segura para humanos, quando considera-se que o consumo de água diário por um adulto é de 2 litros.

A Tabela 15 mostra valores estabelecidos de cromo total, comparando limites de vários países, de acordo com o uso pretendido para o recurso hídrico. Não foram observados, nos documentos pesquisados, limites estabelecidos para cromo dissolvido.

Tabela 15 – Valores de cromo total (mg/L) legislado em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Cr total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	0,05
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	0,05
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	0,05
	ÁGUA POTÁVEL	0,05
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	0,05
AUSTRÁLIA	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	0,05
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ¹	0,1
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ²	1
	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	1
	AQUICULTURA	0,02
	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	0,05
CANADÁ	ÁGUA POTÁVEL	0,05
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	0,05
	RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO	0,55
EUA	IRRIGAÇÃO	0,1
	ÁGUA POTÁVEL ³	0,1
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	0,05
UNIÃO EUROPEIA	ÁGUA POTÁVEL	0,05

País ou Região	Aplicação	Cr total (mg/L)
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	0,05
	CLASSE 1 (água bruta potabilizável, após tratamento convencional)	0,05
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos in natura)	0,05
	CLASSE 2b (Balneabilidade de contato primário)	0,05
	CLASSE 3 (Preservação de fauna e flora; Irrigação de produtos não consumidos in natura)	0,05
	CLASSE 4 (Harmonia paisagística e Irrigação de produtos não destinados ao consumo humano)	0,5

Nota: ¹ Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ² Curto prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ³ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*.

Quanto ao cromo, de forma geral, as concentrações máximas permitidas pela Resolução CONAMA 357/05 bem como pela Portaria Consolidada 05/17, de potabilidade, no Brasil, são iguais ou mais restritivos que as demais legislações internacionais pesquisadas. Mais restritivo que o permitido no Brasil foi observado somente para a aquicultura, na Austrália e Nova Zelândia.

FERRO

O ferro é o segundo metal mais abundante e o quarto elemento mais abundante na superfície da Terra. Ainda assim, mesmo tão abundante, sua disponibilidade na água é baixa, uma vez que apresenta baixa solubilidade (XING; LIU, 2011).

Segundo USEPA (1973), concentrações de ferro inferiores a 0,3 mg/L são geralmente aceitáveis para reservatório de água de abastecimento público. De acordo com o autor supracitado e BRASIL (2006), os principais problemas relacionados ao ferro na água são de origem estética, relacionados à formação de manchas em louças sanitárias e depósitos de óxidos de ferro hidratado.

Ainda assim, determinados usos da água podem ser prejudicados com a elevação na concentração de ferro na água. No entanto, em algumas regiões do país, como no estado de Minas Gerais, as características geoquímicas da bacia de drenagem contribuem para concentrações mais altas do metal na água, podendo ser encontrados valores acima dos limites fixados no Brasil para águas potáveis (0,3 mg/L) (BRASIL, 2006).

Segundo ANZECC (1996), é pouco provável que o ferro apresente efeitos tóxicos em concentrações de metal total abaixo de 1,0 mg/L. No entanto, apesar de ser um elemento essencial para o ciclo de vida de plantas e animais, experimentos comprovaram toxicidade aguda em insetos aquáticos em concentrações de ferro que variaram entre 0,32 mg/L e 16 mg/L.

Vuori (1995), descreve os efeitos diretos e indiretos do ferro na função e na estrutura dos ecossistemas fluviais. Neste levantamento, o autor descreve que os efeitos do ferro na biologia dos animais aquáticos são geralmente indiretos, no entanto, efeitos tóxicos de Fe²⁺ já foram registrados. Hidróxidos

de ferro e ferro húmico precipitam e afetam indiretamente os ambientes lóticos, alterando o metabolismo e a osmorregulação, bem como a qualidade dos ecossistemas bênticos. Dentre os efeitos diretos e indiretos de concentrações elevadas de ferro na água são citadas a redução da diversidade e abundância da comunidade perifítica, de invertebrados bentônicos e de peixes. Em nível celular, o ferro pode atuar como desintoxicante, mas também atua como agente de degradação celular, proporcionando a formação de radicais livres (hidroxilas).

Cadmus, Brinkman e May (2018), definem o ferro como um poluente comum em águas próximas a regiões de mineração. O critério atual de 1 mg/L de ferro total para danos crônicos na proteção da vida aquática, determinado pelos Estados Unidos foi desenvolvido em 1976 e não foi revisado desde então. Segundo os autores supracitados, com base em experimentos de laboratório com sobre toxicidade crônica em organismos de diferentes níveis tróficos, os valores deveriam ser mais restritivos, chegando a um “valor crônico final” (*Final Chronic Value – FCV*) de 0,499 mg/L. Estes dados foram baseados em testes simples de toxicidade crônica. No entanto, quando foram incluídos valores de testes de mesocosmos, com mais organismos, o valor de FCV seria ainda mais baixo, de 0,251 mg/L.

Gemaque et al. (2019), avaliaram a toxicidade do ferro em espécie de peixe tropical, *Leporinus friderici*, conhecido vulgarmente como piau. Os resultados demonstraram grande variedade de efeitos tóxicos, em especial para os íons Fe^{3+} e Fe^{2+} . Concentrações de 300 mg/L foram letais para os organismos estudados. No caso de Fe^{3+} as concentrações de 15 mg/L e 7,5 mg/L também foram letais. Nas concentrações menores estudadas de ambos os íons (1,0 mg/L e 3,0 mg/L), houve tolerância dos peixes.

Alguns experimentos realizados com macrófitas aquáticas de ambientes lacustres ilustram problemas causados nos vegetais pelo excesso de ferro na água. Xing e Liu (2011) observaram alterações na fisiologia de *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. O experimento foi realizado com concentrações de 1, 10 e 100 mg/L Fe^{3+} , (adicionadas sob a forma de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Após 24 horas de exposição, concentrações de 10 e 100 mg/L Fe^{3+} causaram necrose nas plantas ou morte, bem como abscisão das raízes. Além disso, a síntese de clorofila e proteínas bem como de carboidratos, e a captação de fosfato e nitrogênio, foram fortemente inibidos pelo excesso de ferro.

Também deve ser considerado que, na presença de oxigênio, o ferro é normalmente encontrado em suspensões coloidais de hidróxido de ferro, que podem permanecer suspensas na água ou sedimentar e endurecer. Em suspensão, estes flocos podem causar problemas de turbidez e redução da penetração da luz, além de efeitos no sedimento (AUSTRALIAN GOVERNMENT INICIATIVE, 2020). A redução da penetração da luz afeta diretamente o fitoplâncton, reduzindo também a produtividade primária, o que reflete em um sistema menos produtivo de forma geral, uma vez que reduz a produção de matéria orgânica e incorporação de nutrientes na primeira etapa da cadeia alimentar. No tocante ao ambiente de fundo, AUSTRALIAN GOVERNMENT INICIATIVE (2020), descreve que a deposição de ferro no fundo dos ecossistemas pode sufocar a comunidade bentônica.

Tabela 16 – Valores de ferro total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Fe dissolvido (mg/L)	Fe total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	0,3	-
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	0,3	-
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	5	-
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,3
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,3
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,3
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	-	0,3
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	0,3
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ¹	-	0,2
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ²	-	10
CANADÁ	AQUICULTURA	-	0,01
	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - LONGO PRAZO ²	0,3	-
	IRRIGAÇÃO ²	-	5
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	-	0,3
	IRRIGAÇÃO	-	5
EUA	ÁGUA POTÁVEL ³	-	0,3
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO CRÔNICO	1	-
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	-	0,3
UNIÃO EUROPEIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,2
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,2
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	0,3

Nota: ¹ Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ² Curto prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ³ Valores definidos para a província de Alberta. ³ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*.

Os valores da Resolução CONAMA 357/05 são valores apresentados para ferro dissolvido, e desta forma são menos restritivos do que em outros países, em que o valor de 0,3 mg/L é descrito para ferro total, como na Austrália, para saúde humana visando recreação e, como também na Nova Zelândia e Austrália para água bruta potabilizável.

Os valores mais restritivos encontrados foram para a aquicultura, na Austrália e na Nova Zelândia, em que a concentração de ferro total não deve ultrapassar 0,01 mg/L. Os mais permissivos relacionam-se ao efeito crônico do ferro total para a proteção da vida aquática, nos Estados Unidos (1,0 mg/L de ferro dissolvido), ao uso para irrigação no Chile e província de Alberta no Canadá (5,0 mg/L de ferro total), usos pretendidos para a Classe 3 de águas doces brasileiras (5,0 mg/L) e irrigação de curto prazo, na Austrália e Nova Zelândia (10 mg/L de ferro total).

Valores de ferro para água potável, tanto no Brasil, como em outros países pesquisados são apresentados para o metal em sua forma total, e variaram entre 0,2 mg/L (Nova Zelândia, União Europeia) a 0,3 mg/L (demais países pesquisados, incluindo o Brasil).

MANGANÊS

Até o momento não foram encontradas evidências de que o manganês apresente inconvenientes à saúde em concentrações geralmente encontradas em águas naturais. No entanto, assim como o ferro, este metal pode causar problemas de ordem estética. No caso da água potável, os problemas podem ser observados em manchas em roupas ou ainda em louças sanitárias (USEPA, 1973). Valores inferiores a 0,05 mg/L seriam aceitáveis para águas potáveis, uma vez que nestas concentrações não ocorreria a formação de manchas ou de depósitos de óxidos de manganês hidratado (USEPA, 1973).

De qualquer forma, é importante ressaltar que certas regiões do país podem apresentar valores de manganês mais elevados do que os indicados pela portaria de potabilidade (0,3mg/L), dado às características geoquímicas da bacia hidrográfica em questão. As condições ambientais também influenciam na disponibilidade de manganês, uma vez que em ecossistemas com baixa concentração de oxigênio, o manganês apresenta-se na forma solúvel (Mn^{2+}), precipitando-se em contato com o oxigênio (na forma de Mn^{4+}) (BRASIL, 2014).

Não foram observados valores nos documentos pesquisados para manganês dissolvido.

Tabela 17 – Valores de manganês total (mg/L) legislado em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Mm total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	0,1
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	0,1
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	0,5
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	0,1
	ÁGUA POTÁVEL	0,1
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	0,5
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	0,5

País ou Região	Aplicação	Mm total (mg/L)
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	PROTEÇÃO DE ESPÉCIES	1,2
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ¹	0,2
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ²	10
	AQUICULTURA	0,01
	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	0,1
CANADÁ	IRRIGAÇÃO ³	0,2
	ÁGUA POTÁVEL	0,12
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	0,1
	IRRIGAÇÃO	0,2
EUA	ÁGUA POTÁVEL ⁴	0,05
	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ÁGUA E ORGANISMOS	0,05
	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ORGANISMOS	0,1
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	0,05
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	0,4
UNIÃO EUROPEIA	ÁGUA POTÁVEL	0,05
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	0,1

Nota: ¹ Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ² Curto prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ³ Valores definidos para a província de Alberta. ⁴ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*.

Os limites de potabilidade para o manganês, definidos pela Portaria de Consolidação MS 05/17, no Brasil, são semelhantes aos valores praticados para este uso nobre das águas na Argentina, Chile e Uruguai. Valores mais restritivos foram observados nos Estados Unidos, Japão e União Europeia, onde os valores máximos permitidos correspondem a metade do limite brasileiro. No entanto, concentrações superiores à legislada no Brasil, quanto à água potável, foram observadas na Austrália (0,5 mg/L), Canadá (0,12 mg/L) e Nova Zelândia (0,4 mg/L).

Quanto aos demais usos, os valores brasileiros variam entre 0,1 mg/L, para usos mais nobres até 0,5 mg/L, para a Classe 3. Os limites observados para os a maioria dos usos, nos diversos países pesquisados estiveram dentro deste intervalo. Ainda assim, valores mais restritivos foram observados para a aquicultura (0,01 mg/L), e para o consumo de água e organismos (0,05 mg/L). Usos menos restritivos, como irrigação (longo prazo) e proteção de espécies ilustraram concentrações maiores, chegando a 10 mg/L para irrigação.

MERCÚRIO

Segundo USEPA (1973), a intoxicação aguda por mercúrio caracteriza-se por quadro que envolve vômitos, náuseas, dor abdominal, diarreia com sangue, danos aos rins, e morte em até 10 dias. No caso de exposição crônica a este metal, são observados sintomas como inflamação da boca e gengiva, edema de glândulas salivares, com excesso de salivação, perda de dentes, danos aos rins, tremores musculares, espasmos de extremidades, mudanças de personalidade, depressão, irritabilidade e nervosismo.

De acordo com o órgão, baseado numa quantidade de consumo de água de dois litros diários por um adulto, a concentração máxima de mercúrio na água deveria ser de 0,002 mg/L.

Tinoco et al. (2010), descrevem o mercúrio como um elemento não essencial ao metabolismo do homem ou da biota aquática. No entanto, este metal é facilmente acumulado nos organismos e, por sua alta capacidade de acumulação, afeta todos níveis dessa cadeia alimentar. No ambiente aquático, o metal pode sofrer reações apresentando-se em formas mais tóxicas e facilitando sua deposição nos tecidos. Os autores descrevem ainda que o garimpo de ouro é uma das principais e maiores fontes antrópicas de mercúrio, no Brasil, o mercúrio é utilizado para amalgamar o ouro.

De acordo com ANZECC (1992), tanto em água doce, quanto em água salgada, com base na possibilidade de bioacumulação de mercúrio advindo da ingestão de peixes, e também assumindo que apenas 10% do mercúrio total apresenta-se na forma de metilmercúrio, a concentração máxima de mercúrio não deveria exceder 0,0001 mg/L. Ainda segundo o autor supracitado, é necessária atenção especial para as formas inorgânicas de mercúrio, que são relativamente menos tóxicas, mas tem a capacidade de acumular-se em tecidos, convertendo-se em formas orgânicas de mercúrio, que tendem a ser mais tóxicas e promoverem bioacumulação.

Tabela 18 – Valores de mercúrio total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Hg dissolvido (mg/L)	Hg total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	-	0,0002
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	-	0,0002
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	-	0,002
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,001
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,001
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,001
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	-	0,001
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	0,001
	PROTEÇÃO DE ESPÉCIES	-	0,00006 ¹
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ²	-	0,002
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ³	-	0,002
	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	-	0,002
	AQUICULTURA	-	0,001

País ou Região	Aplicação	Hg dissolvido (mg/L)	Hg total (mg/L)
CANADÁ	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - CURTO PRAZO ⁴	-	0,000013
	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - LONGO PRAZO ⁴	-	0,000005
	PECUÁRIA ⁴	-	0,003
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,001
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	-	0,0005
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	-	0,001
	RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO	-	0,011
	IRRIGAÇÃO	-	0,001
EUA	ÁGUA POTÁVEL ⁵	-	0,002 ¹
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO AGUDO	0,0014	-
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO CRÔNICO	0,00077	-
UNIÃO EUROPEIA	QUALIDADE AMBIENTAL ⁶	0,05	-
	QUALIDADE AMBIENTAL ⁷	0,07	-
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,001
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,007
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	0,001
	CLASSE 1 (água bruta potabilizável, após tratamento convencional)	-	0,0002
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos in natura)	-	0,0002
	CLASSE 2b (Balneabilidade de contato primário)	-	0,0002
	CLASSE 3 (Preservação de fauna e flora; Irrigação de produtos não consumidos in natura)	-	0,0002
	CLASSE 4 (Harmonia paisagística e Irrigação de produtos não destinados ao consumo humano)	-	0,002

Nota: ¹ Valores para mercúrio total inorgânico. ² Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ³ Curto prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ⁴ Valores definidos para a província de Alberta. ⁵ Valores de MCL: *Maximum contaminant level*. ⁶ Valor de Média Máxima Anual. ⁷ Valor Máximo Permitido.

Com relação à água potável, o valor máximo permitido pela legislação brasileira para mercúrio total (0,001 mg/L) é igual ao de várias regiões pesquisadas, como Argentina, Austrália, Canadá, Chile, União Europeia e Uruguai. É mais restritivo que o limite norte-americano, de 0,002 mg/L, e mais permissivo que o limite japonês, de 0,0005 mg/L. De forma geral, está em consonância com os demais locais estudados.

No que se refere aos demais usos da água, o limite estabelecido para as Classes 1 e 2 da Resolução CONAMA 357/05 (0,0002 mg/L) é mais restritivo do que o pesquisado para a maioria das regiões e seus usos pretendidos. No entanto, é pontualmente mais permissivo apenas que o uso de proteção de espécies, na Austrália e na Nova Zelândia (0,00006 mg/L de mercúrio total inorgânico), bem como para mercúrio total no Canadá (Alberta), para curto (0,000013 mg/L) e longo prazo (0,000013 mg/L). O mesmo ocorre para a proteção da vida aquática nos Estados Unidos, no entanto, os valores de curto e longo prazo, apesar de mais restritivos que os brasileiros, são para mercúrio dissolvido, e não total. Os limites uruguaios para as classes 1 a 3 são iguais aos brasileiros.

NÍQUEL

O níquel pode ser altamente tóxico ao ser humano, levando a desconfortos gastrointestinais, pulmonares como a falta de ar, toxicidade nos rins, dermatite alérgica, tontura, entre outros (WHO, 2005; NG et al, 2020). Avaliando o limite de níquel no Brasil para água potável, estabelecido pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2017) que é de 0,07 mg/L, observa-se que o valor é 3,5 vezes maior que o limite de níquel estabelecido pela União Europeia (WHO, 2017), por exemplo, de 0,02 mg/L.

O trabalho de Francisco, Christofolletti e Fontanetti (2014), que teve por objetivo estudar os limites de níquel em corpos de água doce utilizando um teste de *Allium cepa* e se baseando no limite estabelecido no Brasil de 0,025 mg/L (BRASIL, 2005) relata que, em quantidades pequenas, o níquel é essencial para os organismos vivos, porém, compostos de níquel podem se bioacumular ao longo da cadeia trófica e levar a danos no DNA dos organismos expostos.

Segundo ANZECC (1992), mais de 90% do níquel encontrado no ambiente aquático está associado a material particulado ou no sedimento e somente 7% está na forma dissolvida na água. Estudos realizados com mais de 20 espécies de organismos dulcícolas, o limite para toxicidade de níquel variou de 1,1 mg/L para cladóceros a 43 mg/L para peixes, podendo a toxicidade crônica ser aumentada com o aumento da dureza da água ou com a redução do pH. Em espécies de microalgas, observou-se a redução de densidade das populações com valores de níquel de até 0,05 mg/L.

Tabela 19 – Valores de níquel total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Ni dissolvido (mg/L)	Ni total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	-	0,025
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	-	0,025
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	-	0,025
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,07
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,02
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,02
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	-	0,02

País ou Região	Aplicação	Ni dissolvido (mg/L)	Ni total (mg/L)
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	0,1
	PROTEÇÃO DE ESPÉCIES	-	0,008
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO	-	0,2
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO	-	2
	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	-	1
	AQUICULTURA	-	0,1
CANADÁ	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - CURTO PRAZO ¹	-	Equação ²
	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - LONGO PRAZO ¹	-	Equação ³
	IRRIGAÇÃO ¹	-	0,2
	PECUÁRIA ¹	-	1
ESTADOS UNIDOS	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ÁGUA E ORGANISMOS	-	0,61
	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ORGANISMOS	-	4,6
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO AGUDO	0,47	-
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO CRÔNICO	0,052	-
CHILE	IRRIGAÇÃO	-	0,2
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	0,08
UNIÃO EUROPEIA	QUALIDADE AMBIENTAL ⁴	20	-
	QUALIDADE AMBIENTAL ⁵	20	-
	ÁGUA POTÁVEL	-	0,02
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	0,02
	CLASSE 1 (água bruta potabilizável, após tratamento convencional)	-	0,02
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos in natura)	-	0,002
	CLASSE 2b (Balneabilidade de contato primário)	-	0,02
	CLASSE 3 (Preservação de fauna e flora; Irrigação de produtos não consumidos in natura)	-	0,02
	CLASSE 4 (Harmonia paisagística e Irrigação de produtos não destinados ao consumo humano)	-	0,2

Nota: ¹ Valores definidos para a província de Alberta. ² Equação para curto prazo: $e^{\{0.846[\ln(\text{hardness})]+2.255\}}$. ³ Equação para longo prazo: $e^{\{0.846[\ln(\text{dureza})]+0.0584\}}$. ⁴ Valor de Média Máxima Anual. ⁵ Valor Máximo Permitido.

Comparando os valores legislados para água potável para níquel, no Brasil, com as demais regiões pesquisadas, observa-se que o limite (0,07 mg/L) brasileiro é mais permissivo que a maioria. Países que praticam limites inferiores aos do Brasil são: Argentina, Austrália, países membros da União Europeia e Uruguai, sendo que em todos estes o limite de níquel na água potável é de 0,02 mg/L. Mais permissivo que o limite brasileiro, somente o neozelandês, de 0,08 mg/L de níquel na água potável.

Para os demais usos da água, observa-se que poucas são as regiões que aplicam valores mais restritivos que o Brasil, como a Austrália para recreação, o Uruguai para os usos de suas Classes 1 a 3 e para a proteção de espécies aquáticas, na Austrália e Nova Zelândia.

ZINCO

O zinco é um elemento amplamente distribuído por toda natureza e possui sua importância em processos biológicos, no entanto, quando sua concentração excede um limite tolerável no ambiente, os organismos residentes podem sofrer consequências tóxicas. Sua toxicidade é influenciada pela dureza da água e pelo pH, sendo mais elevada em águas mais duras e ácidas (ANZECC, 1996).

Segundo Hong et al. (2020), o zinco traz consequências tóxicas maiores aos organismos aquáticos do que aos seres humanos, assim as diretrizes para concentrações em países tendem a variar. Para a determinação dos critérios referentes ao zinco na água doce na China, foram utilizados diversos métodos para o estabelecimento e observadas diferenças significativas da sensibilidade de diferentes animais à toxicidade do zinco, assim foi recomendado um valor considerando a classificação gradual de sensibilidade dos animais, os valores dos critérios agudos para a proteção de peixes com 0,2989 mg/L, crustáceos de 0,0673 mg/L, e outros invertebrados com limite de 0,0769 mg/L, enquanto que os valores dos critérios crônicos foram de 0,0369 mg/L, 0,0129 mg/L e 0,0148 mg/L, respectivamente.

Segundo ANZECC (1996), estudos realizados com espécies australianas de água doce demonstraram toxicidade aguda em valores entre 0,14 e 9,6 mg/L de zinco. A toxicidade crônica em peixes e invertebrados variou entre 0,036 e 5,2 mg/L, podendo o zinco ser bioacumulado nos tecidos.

Tabela 20 – Valores de zinco total e dissolvido (mg/L) legislados em diferentes regiões do mundo, de acordo com os usos da água.

País ou Região	Aplicação	Zn dissolvido (mg/L)	Zn total (mg/L)
BRASIL	CLASSE 1 (abastecimento humano, com tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de vegetais consumidos crus e sem remoção de película, proteção de comunidades aquáticas em Terras indígenas).	-	0,18
	CLASSE 2 (abastecimento humano, com tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, Irrigação, aquicultura e pesca)	-	0,18
	CLASSE 3 (abastecimento humano, com tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário, dessedentação de animais)	-	5
	ÁGUA POTÁVEL	-	5
ARGENTINA	ÁGUA POTÁVEL	-	5
AUSTRÁLIA	ÁGUA POTÁVEL	-	3
	SAÚDE HUMANA VISANDO RECREAÇÃO	-	3
AUSTRÁLIA e NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA BRUTA POTABILIZÁVEL	-	5
	PROTEÇÃO DE ESPÉCIES	-	0,0024
	IRRIGAÇÃO - LONGO PRAZO ¹	-	2
	IRRIGAÇÃO - CURTO PRAZO ²	-	5
	DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS NA PECUÁRIA	-	20
	AQUICULTURA	-	0,005

País ou Região	Aplicação	Zn dissolvido (mg/L)	Zn total (mg/L)
CANADÁ	PROTEÇÃO VIDA AQUÁTICA - LONGO PRAZO ³	-	0,03
	IRRIGAÇÃO ³	-	1 ou 5 ⁴
	PECUÁRIA ³	-	50
	ÁGUA POTÁVEL	-	5
CHILE	ÁGUA POTÁVEL	-	3
	IRRIGAÇÃO	-	2
	ÁGUA POTÁVEL ⁶	-	5
EUA	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ÁGUA E ORGANISMOS	-	7,4
	SAÚDE HUMANA PARA CONSUMO DE ORGANISMOS	-	26
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO AGUDO	0,12	-
	PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA - EFEITO CRÔNICO	0,12	-
JAPÃO	ÁGUA POTÁVEL	-	1
NOVA ZELÂNDIA	ÁGUA POTÁVEL	-	1,5
URUGUAI	ÁGUA POTÁVEL	-	4
	CLASSE 1 (água bruta potabilizável, após tratamento convencional)	-	0,03
	CLASSE 2a (Irrigação de produtos consumidos in natura)	-	0,03
	CLASSE 2b (Balneabilidade de contato primário)	-	0,03
	CLASSE 3 (Preservação de fauna e flora; Irrigação de produtos não consumidos in natura)	-	0,03
	CLASSE 4 (Harmonia paisagística e Irrigação de produtos não destinados ao consumo humano)	-	0,3

¹ Longo prazo considerando uso da água para a irrigação durante 100 anos. ² Curto prazo, considerando uso da água para irrigação durante 20 anos. ³ Valores definidos para a província de Alberta. ⁴ Varia de acordo com o pH: 1 mg/L quando pH do solo é <6.5 e 5 mg/L quando pH do solo > 6.5. ⁶Valores de MCL: *Maximum contaminant level*.

Considerando os valores de zinco observados nas legislações estudadas, o valor limite para potabilidade, no Brasil, é semelhante ao praticado na Argentina, Canadá e Estados Unidos, de 5,0 mg/L. No entanto, é menos restritivo do que os valores limite praticados pelo Japão (1,0 mg/L), Nova Zelândia (1,5 mg/L), Chile e Austrália (3,0 mg/L) e Uruguai (4,0 mg/L). Não foram observados valores superiores aos legislados no Brasil.

Para os demais usos da água, observa-se que poucas são as regiões que aplicam valores mais restritivos que o Brasil (0,025 mg/L), como a Austrália e Nova Zelândia para a proteção de espécies aquáticas (0,0024 mg/L) e aquicultura (0,005 mg/L) e para o Canadá, também para a proteção da vida aquática (0,03 mg/L).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao se avaliar as variáveis estudadas, observou-se que a legislação brasileira é, de forma geral, mais restritiva ou semelhante a aquelas dos países pesquisados.

Em um cenário mais amplo, limites brasileiros para sólidos totais dissolvidos, arsênio, bário, chumbo, cromo, mercúrio e zinco são mais restritivos que os demais estudados. Limites brasileiros para turbidez e ferro, neste último caso em função dos valores serem para o metal dissolvido, são mais permissivos. Para os metais alumínio e manganês, a legislação brasileira apresentou limites semelhantes aos demais países pesquisados.

No caso do cobre e do níquel, observa-se que o limite para água potável é mais permissivo que a maioria do que os praticados nos países pesquisados, no entanto, para os demais usos da água, o limite brasileiro é mais restritivo do que a maioria.

Também é relevante ressaltar que os limites de variáveis de qualidade de água da legislação brasileira para usos múltiplos (Resolução CONAMA nº 357/2005) são, em muitas situações, mais restritivos do que os limites estabelecidos para o uso de potabilidade. Para as Classes 1 e 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, são dispostos limites mais restritivos do que na Portaria de Consolidação nº 05/2017 para as variáveis pesquisadas: sólidos totais dissolvidos, alumínio dissolvido, cádmio, cobre dissolvido, mercúrio, níquel e zinco. Valores iguais nas legislações foram observados para manganês, cromo, arsênio, bário e chumbo. Limites mais restritivos para água potável foram observados somente para a turbidez, alumínio total e ferro total.

AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DE ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO DO RIO DOCE: RESULTADOS PARA O ANO DE 2019 E DO CÁLCULO DE CARGAS CUMULATIVAS EXCEDENTES

INTRODUÇÃO

De acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97 (BRASIL, 1997)), a água é um bem de domínio público, cuja gestão deve proporcionar os seus usos múltiplos, sem dissociação dos aspectos de quantidade (vazão do curso d'água) e qualidade (concentração do parâmetro), e deve assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos.

O presente relatório apresenta uma atualização da avaliação quali-quantitativa para um conjunto de variáveis monitoradas nas estações de monitoramento no rio Doce, que foram impactadas pela passagem da lama de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão. No relatório de Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), considerou-se: (i) o período anterior ao rompimento e (ii) o pós-desastre, que compreendeu dados entre 05/11/2015 e o final do ano de 2018. No presente relatório, foram acrescentados à avaliação os dados do ano de 2019, tendo sido a discussão de resultados voltada para esses dados. Adicionalmente, apresentam-se estimativas de cargas excedentes em relação ao período de linha-base, em ton/dia, resultantes do rompimento da barragem de Fundão.

METODOLOGIA

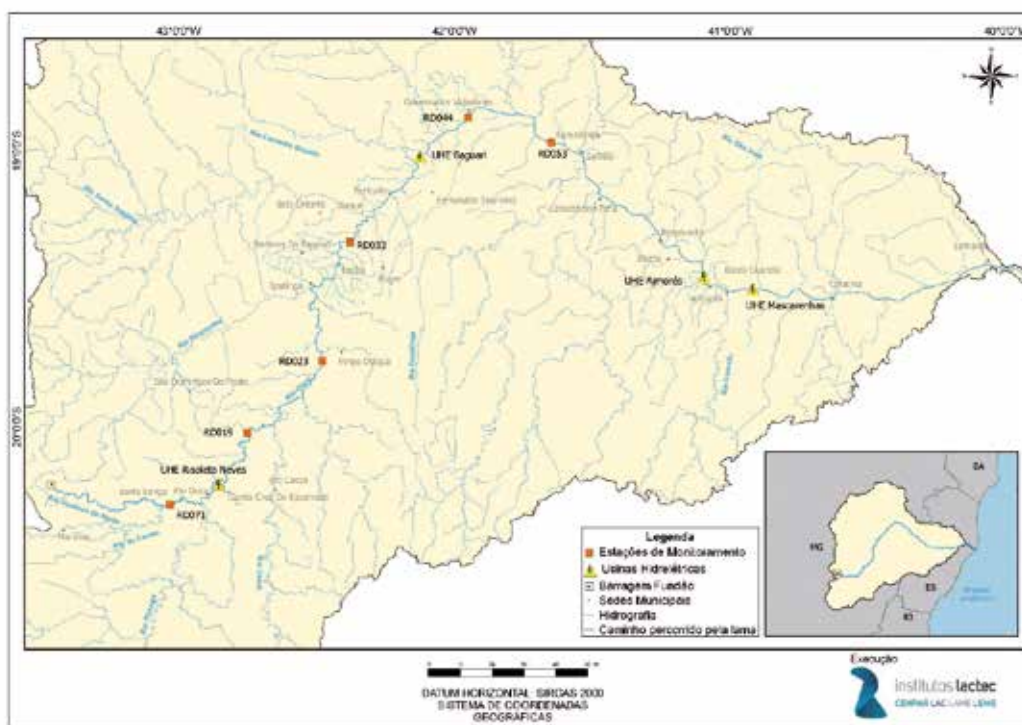
A metodologia para a estimativa e avaliação das cargas no rio Doce foi apresentada no relatório de Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Nesta seção, são apresentados os períodos que foram incluídos nas análises para as estações de monitoramento avaliadas (Figura 53). Ressalta-se que a estação RD071, no rio do Carmo, não foi analisada no relatório corrente, pois os dados de vazão não se mostraram disponíveis até a data de elaboração deste documento. No relatório (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) foram utilizados dados de modelagem, os quais não foram atualizados para o ano de 2019.

Assim como realizado no relatório supracitado, foram utilizados dados das estações de qualidade de água do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e dados de vazão disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA) de estações fluviométricas próximas às de qualidade de água. Nos itens subsequentes, os dados de quantidade e qualidade da água são descritos em relação ao período de avaliação, fonte de dados, identificação das estações de monitoramento, bem como à frequência de medições. Não foi realizada a avaliação quali-quantitativa para estações localizadas fora da APDL, visto que no relatório de Diagnóstico dos Danos não foi observada nenhuma alteração que pudesse ser relacionada ao desastre.

De modo adicional ao relatório anterior, foi realizada uma análise de estimativas relacionadas às cargas excedentes provenientes do desastre, sendo a metodologia de avaliação apresentada no item

3.2.5. Nesta avaliação, foi realizada uma estimativa das cargas poluentes provenientes do rompimento da barragem de Fundão, descontando-se o que era esperado, em média, no período de linha-base. Foi possível avaliar, portanto, a massa acumulada ao longo do tempo para diferentes parâmetros de qualidade de água.

Figura 53 – Estações de monitoramento avaliadas na análise quali-quantitativa da água.



PERÍODO DE AVALIAÇÃO

Para a avaliação quali-quantitativa, no presente relatório, foram adicionados dados relativos ao ano de 2019, visando a atualização da avaliação realizada no relatório de Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). No caso das estimativas de cargas excedentes, a análise compreendeu o período de linha-base até o ano de 2019. Para detalhes dos períodos disponíveis para cada estação de monitoramento, pode-se consultar (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

ESTAÇÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA

Foram avaliados os dados das estações de qualidade da água do IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas) apresentadas na Tabela 21. Essas estações foram selecionadas tendo em vista a necessidade de existência de estações fluviométricas próximas. Atualmente, o referido instituto monitora as estações do rio Doce uma vez ao mês. Na referida Tabela estão indicadas informações sobre as estações de monitoramento de qualidade de água, localização e período analisado para o ano de 2019. Destaca-se que essas estações estão situadas a jusante da UHE Risoleta Neves e a montante da UHE Aimorés, no estado de Minas Gerais.

Tabela 21 – Estações de qualidade da água avaliadas ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos.

Corpo hídrico	Estação	Período	Município
Rio Doce	RD019	Jan/2019-Dez/2019	São Domingos do Prata
Rio Doce	RD023	Jan/2019-Dez/2019	Marliéria e Pingo d'Água
Rio Doce	RD033	Jan/2019-Dez/2019	Belo Oriente e Bugre
Rio Doce	RD044	Jan/2019-Dez/2019	Governador Valadares
Rio Doce	RD053	Jan/2019-Dez/2019	Galiléia e Tumiritinga

ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS

Os dados das estações fluviométricas foram obtidos junto à Agência Nacional de Águas (ANA), por meio do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) e por e-mail. A Tabela 22 resume informações sobre as estações de monitoramento de quantidade de água, fonte e períodos de dados disponíveis para o ano de 2019, frequência de medição e identificação das estações.

No caso das estimativas de cargas excedentes, a análise compreendeu o período de linha-base até o ano de 2019. Para detalhes dos períodos de dados disponíveis para cada estação de monitoramento, consulte BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c).

É importante salientar que nas estações RD044 e RD053, não foi possível a obtenção dos dados de vazão para todo o ano de 2019 e, nestas estações, as avaliações das cargas compreenderam um período inferior ao das demais estações avaliadas.

Tabela 22 – Estações fluviométricas (quantidade da água) avaliadas ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos.

Estação Fluviométrica	Frequência	Período de avaliação	Rio	Estação de Qualidade da Água correspondente	Fator de correção
56425000	Diária	Jan/2019-Dez/2019	Doce	RD019	1,25
56539000	Diária	Jan/2019-Dez/2019	Doce	RD023	1,01
56719998	Diária	Jan/2019-Dez/2019	Doce	RD033	–
56850000	Diária	Jan/2019-Out/2019	Doce	RD044	0,99
56920000	Diária	Jan/2019-Mar/2019	Doce	RD053	–

Nas análises quali-quantitativas apresentadas neste relatório, a nomenclatura adotada para descrever os resultados foi aquela das estações de qualidade da água.

PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA AVALIADOS

Os parâmetros analisados no presente relatório foram:

- Sólidos Suspensos Totais (SST);
- Turbidez;
- Ferro Dissolvido (Fe);
- Manganês Total (Mn);
- Alumínio Dissolvido (Al).

Para avaliação das concentrações e cargas, foram considerados os limites estabelecidos para rios de classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. No caso de sólidos suspensos totais (SST), não contemplado pela referida resolução, utilizou-se o limite da classe 2 da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008. Esses limites estão apresentados em BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c).

CARGAS CUMULATIVAS EXCEDENTES

Nesta seção é apresentada a metodologia de cálculo das cargas cumulativas excedentes provenientes do desastre. As cargas excedentes são definidas como cargas acima das cargas naturais (que ocorriam em média no período de linha-base). Para a definição do conceito de cargas, consulte BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c). O objetivo desta análise foi retirar o efeito das cargas de linha-base das estimativas e, dessa maneira, para o período de pós-desastre, obter as cargas dos parâmetros de qualidade avaliados referentes apenas à ocorrência do desastre ao longo do tempo.

Para este propósito, a seguinte linha de cálculo foi estabelecida:

- 1) Os dados de vazão e concentração foram subdivididos em dados pré e pós-desastre. Para efeitos de cálculos e consideração dos mesmos períodos, foi adotada a data de ocorrência do desastre, em 05/11/2015, para a separação dos períodos. Para os dados de qualidade da água, o pós-desastre foi subdividido em dois períodos, entre novembro/2015-março/2016 (compreendendo o primeiro período chuvoso após a ocorrência do desastre) e abril/2016-dezembro/2019;
- 2) Foram calculadas as médias mensais dos dados de vazão e concentração pré-desastre. No caso de não haver medições de qualidade da água em algum mês no período de linha-base, foi realizada uma interpolação linear dos valores médios de concentração. Com estas médias, foram estimadas as cargas médias mensais de linha-base dos parâmetros avaliados;
- 3) Para o período pós-desastre, foram calculadas as médias mensais dos parâmetros de qualidade da água, considerando as subdivisões descritas no item 1. Os dados de vazão foram considerados diários, para uma estimativa de carga por dia no período pós-desastre. Com estes dados, foram estimadas as cargas do período pós-desastre dos parâmetros avaliados;
- 4) Para o cálculo das cargas excedentes devido ao desastre, foram subtraídas as cargas médias mensais do período de linha-base das cargas estimadas no período pós-desastre. Desta forma, as cargas resultantes são relacionadas apenas à ocorrência do desastre;
- 5) Do cálculo descrito no item anterior, as cargas oriundas do desastre foram acumuladas ao longo do período avaliado pós-desastre (05/11/2015 até o ano de 2019). O resultado dessa estimativa foi a quantidade liberada, em termos de massa, dos rejeitos de minério de ferro a partir do rompimento da barragem de Fundão, no período e estações avaliados.

Essas estimativas de cargas excedentes foram realizadas para os parâmetros descritos no item 3.2.4, com exceção do parâmetro turbidez.

RESULTADOS

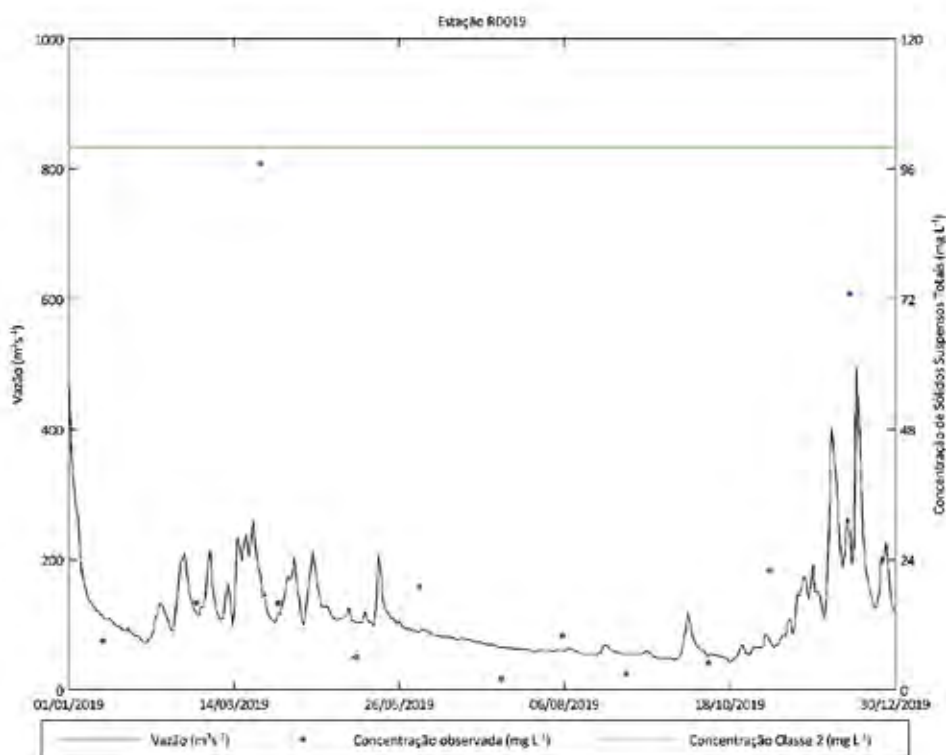
Os resultados da análise quali-quantitativa das estações de monitoramento localizadas ao longo do trajeto percorrido pela lama são apresentados por parâmetro de qualidade da água, de montante para jusante, destacando-se os resultados para o ano de 2019. Para avaliação de outros períodos, pode-se consultar BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c). Na sequência, item 3.3.6, são apresentados os resultados de carga cumulativa excedente.

SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST)

Estação RD019

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD019 é apresentada na Figura 54. No ano de 2019, a maior concentração de SST ocorreu em março, de 97 mg L^{-1} , associada a uma vazão de $180,12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 mg L^{-1}) não foi ultrapassado.

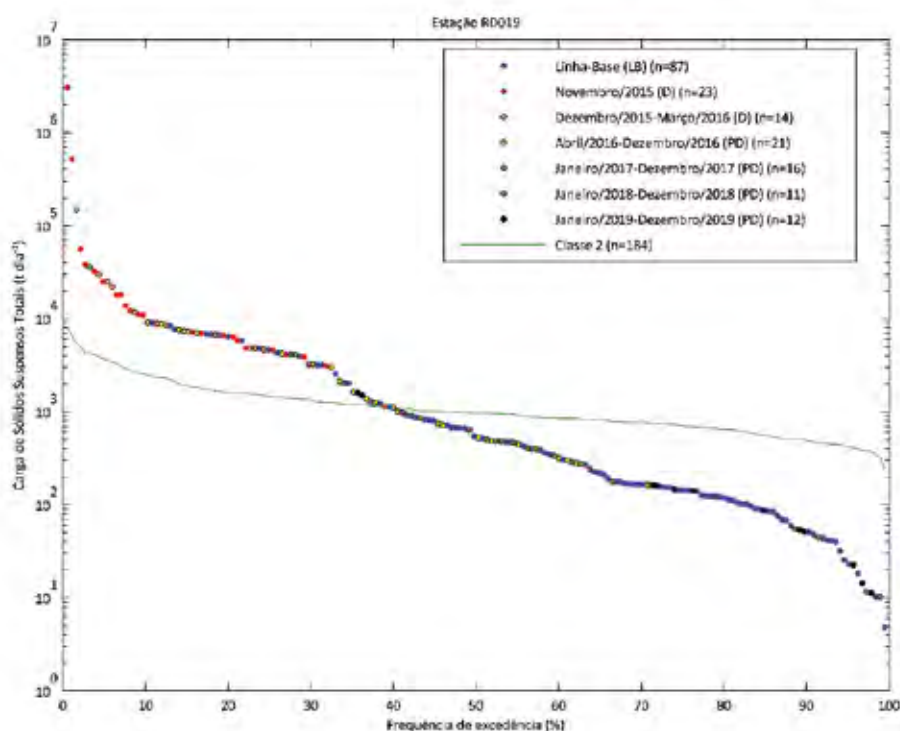
Figura 54 – Série de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD019 para o ano de 2019.



A Figura 55 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD019. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base ($9.079,20 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro, devido a uma concentração de 73 mg L^{-1} e uma vazão de $254,08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 12 observações para o ano de 2019, duas ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 55 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD019.



Estação RD023

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD023 é apresentada na Figura 56. No ano de 2019, a maior concentração de SST ocorreu em dezembro, de 100 mg L^{-1} , associada a uma vazão de $356,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 mg L^{-1}) não foi ultrapassado.

Figura 56 – Série de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD023 para o ano de 2019.

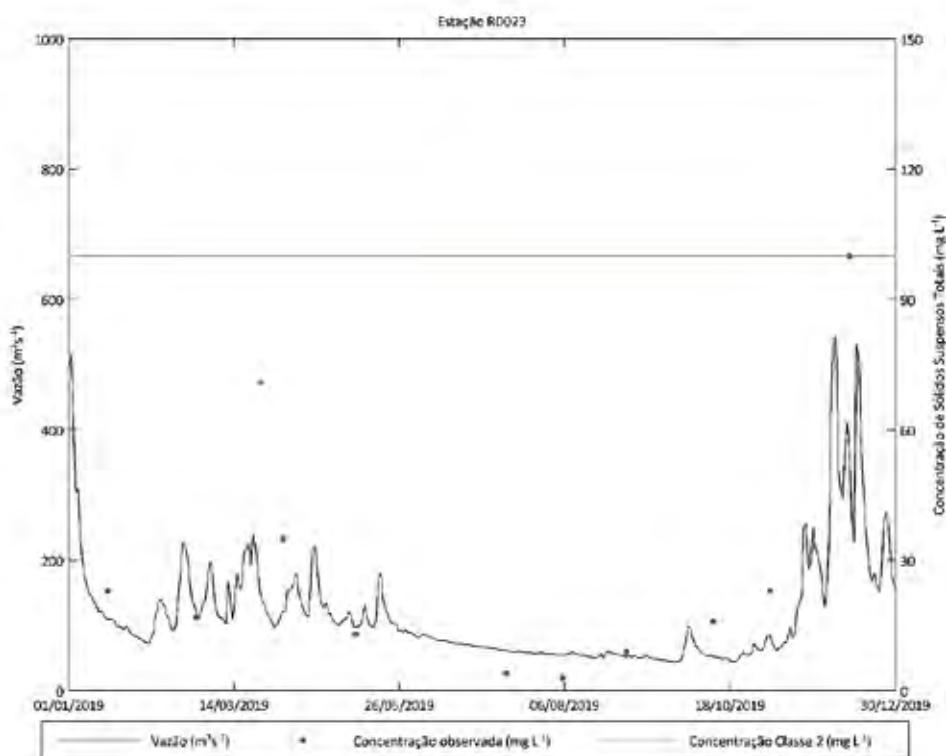
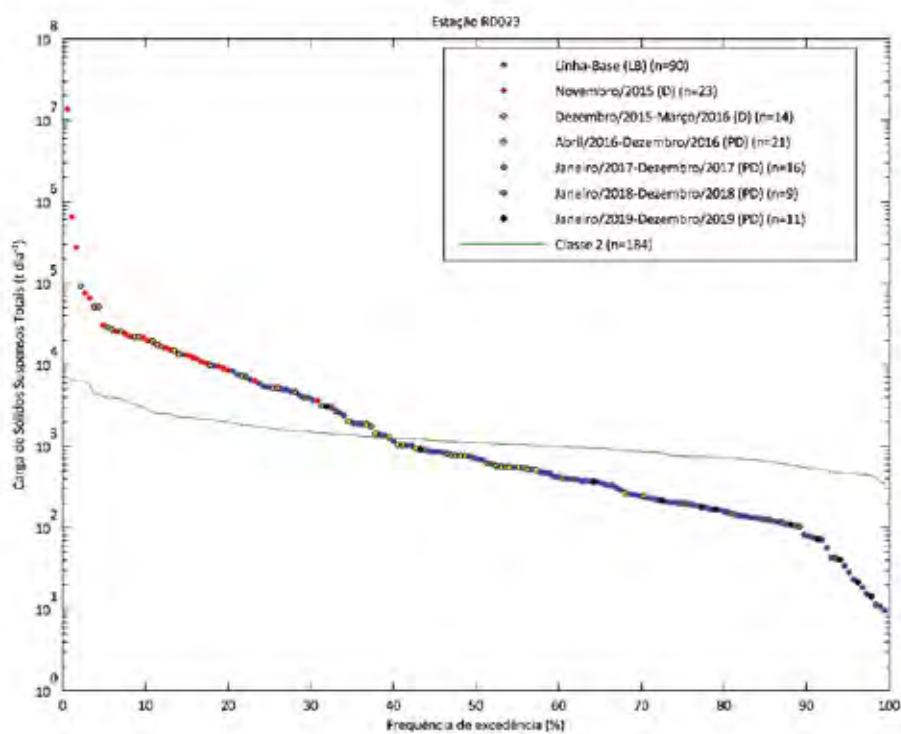


Figura 57 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD023.



A Figura 57 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD023. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base (13.185,88 t dia⁻¹). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro, devido a uma concentração de 100 mg L⁻¹ e uma vazão de 356,10 m³ s⁻¹, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 11 observações para o ano de 2019, uma ultrapassou o limite da classe 2.

Estação RD033

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD033 é apresentada na Figura 58. No ano de 2019, a maior concentração de SST ocorreu em dezembro, de 169 mg L⁻¹, associada a uma vazão de 489,05 m³ s⁻¹. Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 mg L⁻¹) foi ultrapassado.

Figura 58 – Série de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD033 para o ano de 2019.

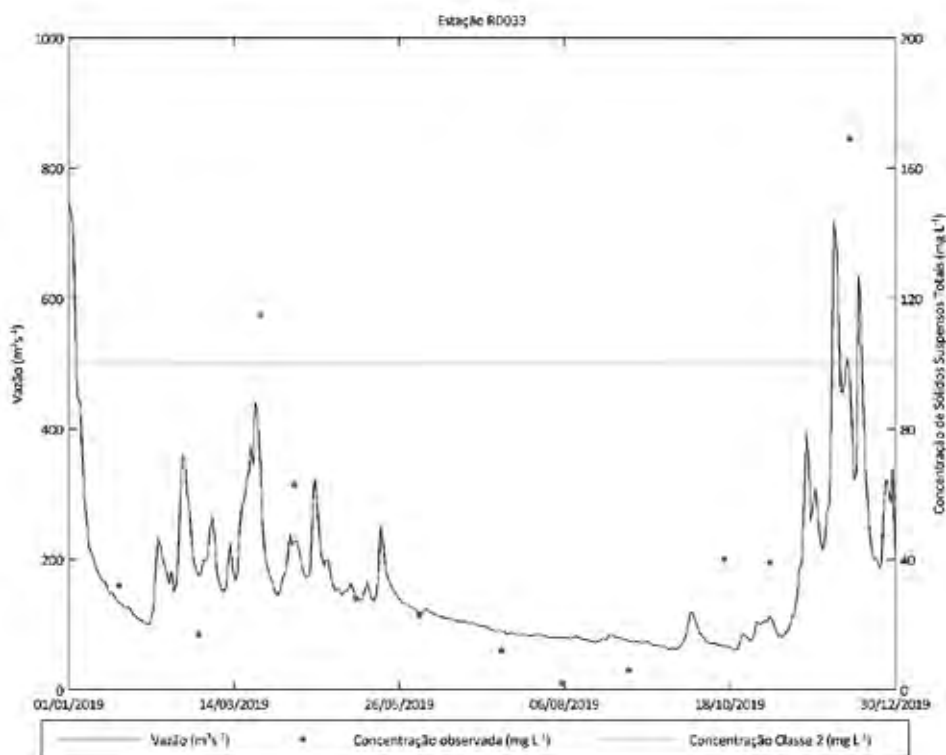
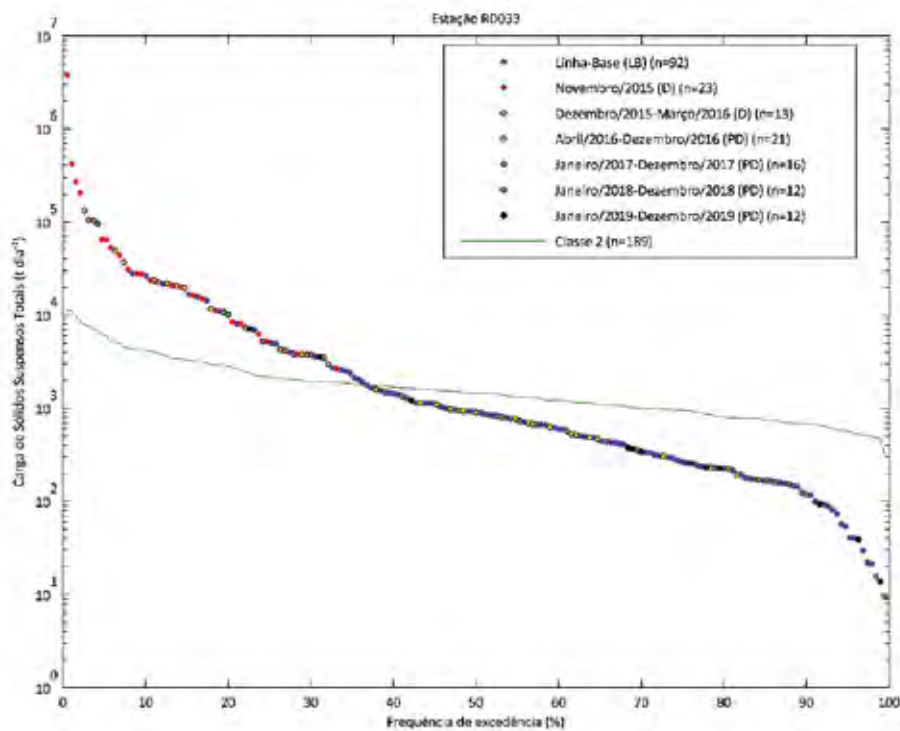


Figura 59 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD033.



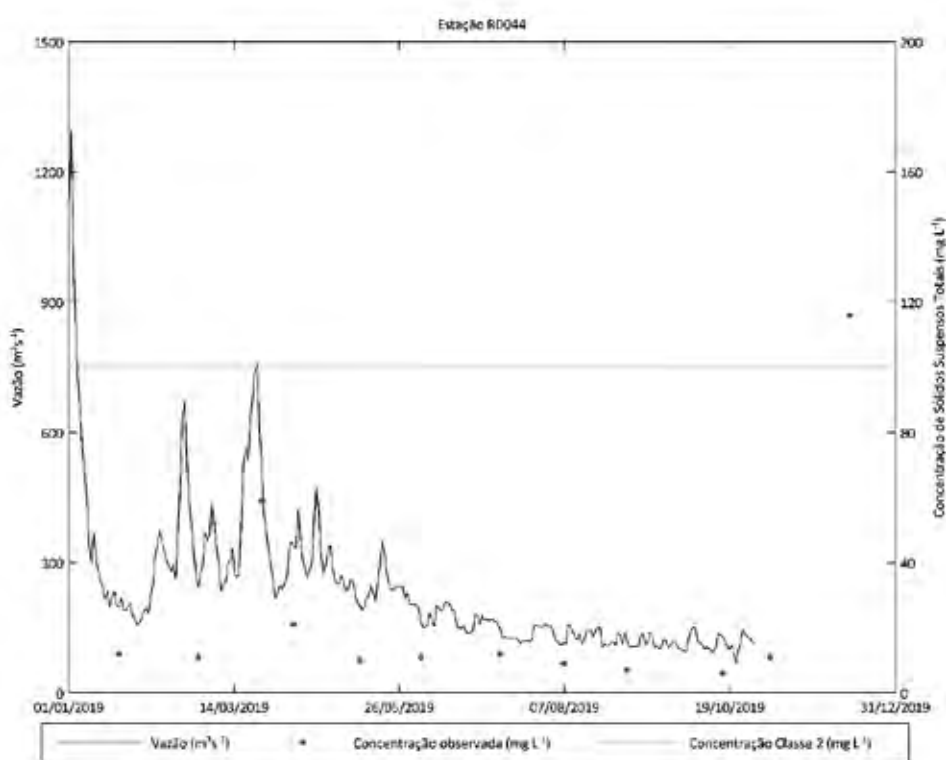
A Figura 59 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD033. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base (28.209,11 t dia⁻¹). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro, devido a uma concentração de 169 mg L⁻¹ e uma vazão de 489,05 m³ s⁻¹, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 12 observações para o ano de 2019, duas ultrapassaram o limite da classe 2.

Estação RD044

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD044 é apresentada na Figura 60. No ano de 2019, a maior concentração de SST ocorreu em dezembro, de 116 mg L^{-1} (não há observação de vazão para este dado, portanto a carga não foi estimada). Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 mg L^{-1}) foi ultrapassado.

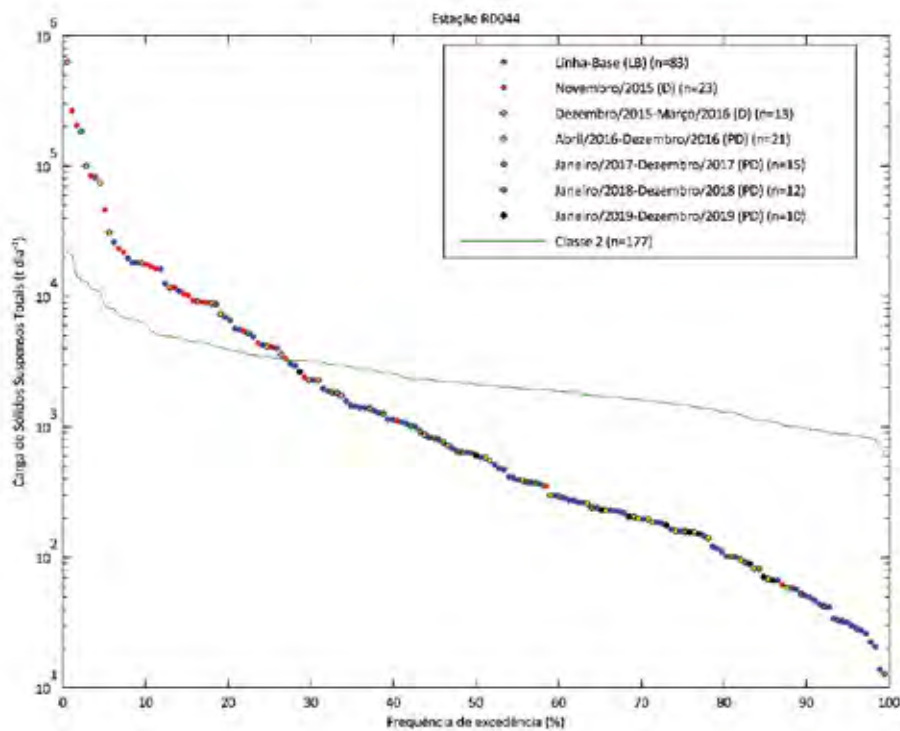
Figura 60 – Série de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD044 para o ano de 2019.



A Figura 61 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD044. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base ($26.146,64 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em março, devido a uma concentração de 59 mg L^{-1} e uma vazão de $519,83 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, inferior à vazão média desta estação. Das 10 observações para o ano de 2019, nenhuma carga ultrapassou o limite da classe 2.

Figura 61 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD044.



Estação RD053

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD053 é apresentada na Figura 62. No ano de 2019, a maior concentração de SST ocorreu em dezembro, de 128 mg L^{-1} (não há observação de vazão para este dado, portanto a carga não foi estimada). Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 mg L^{-1}) foi ultrapassado.

A Figura 63 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD053. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base ($71.139,01 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em março, devido a uma concentração de 74 mg L^{-1} e uma vazão de $608,80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, inferior à vazão média desta estação. Das três observações para o ano de 2019, nenhuma carga ultrapassou o limite da classe 2.

Figura 62 – Série de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD053 para o ano de 2019.

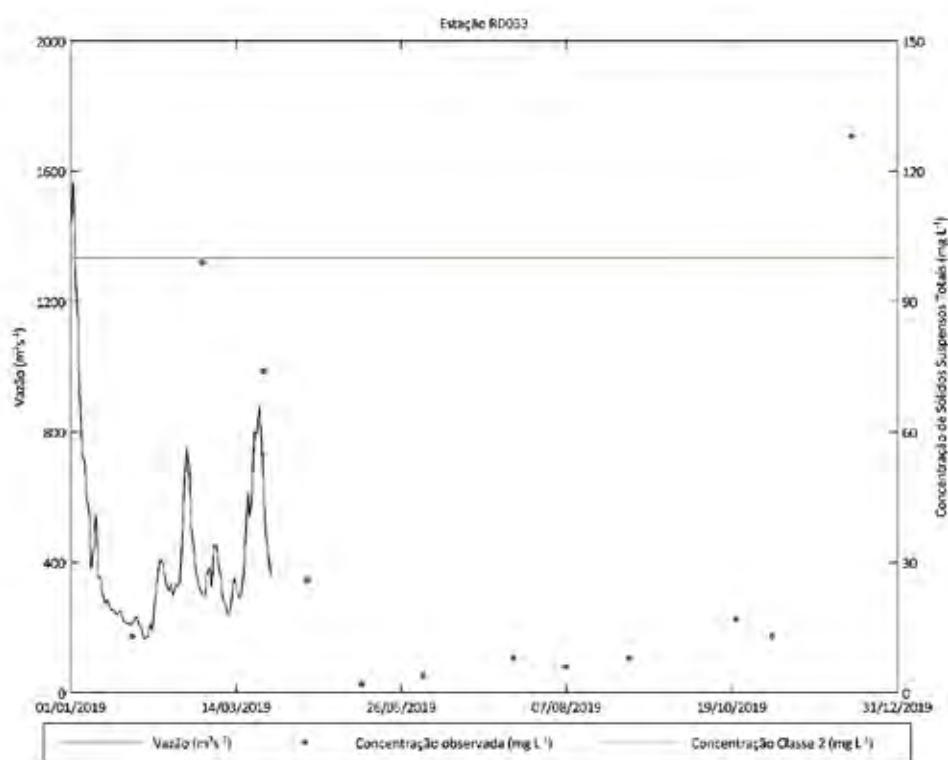
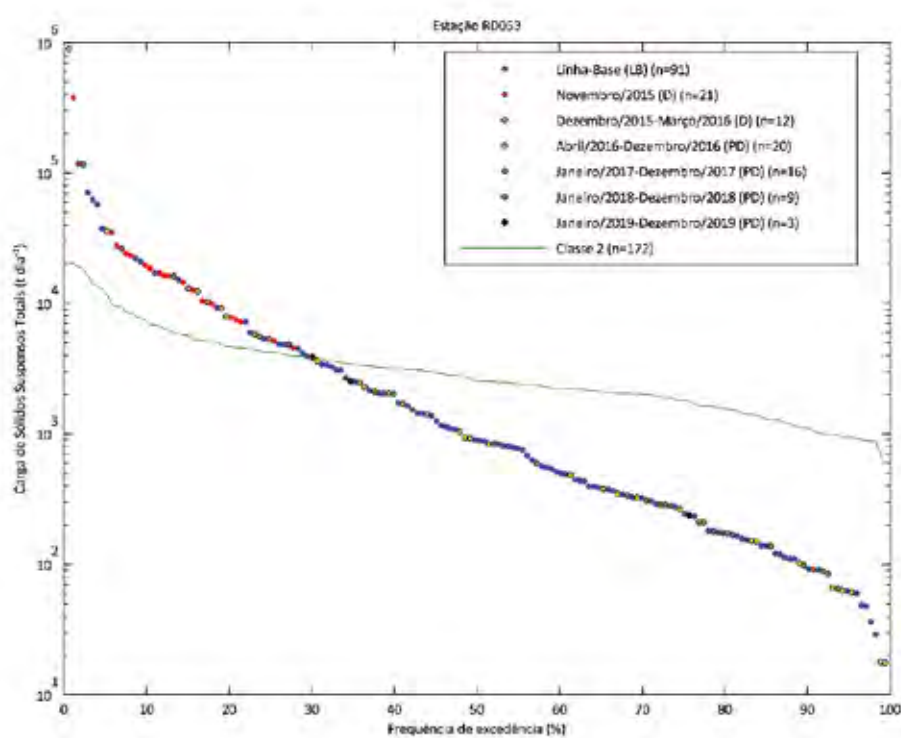


Figura 63 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD053.

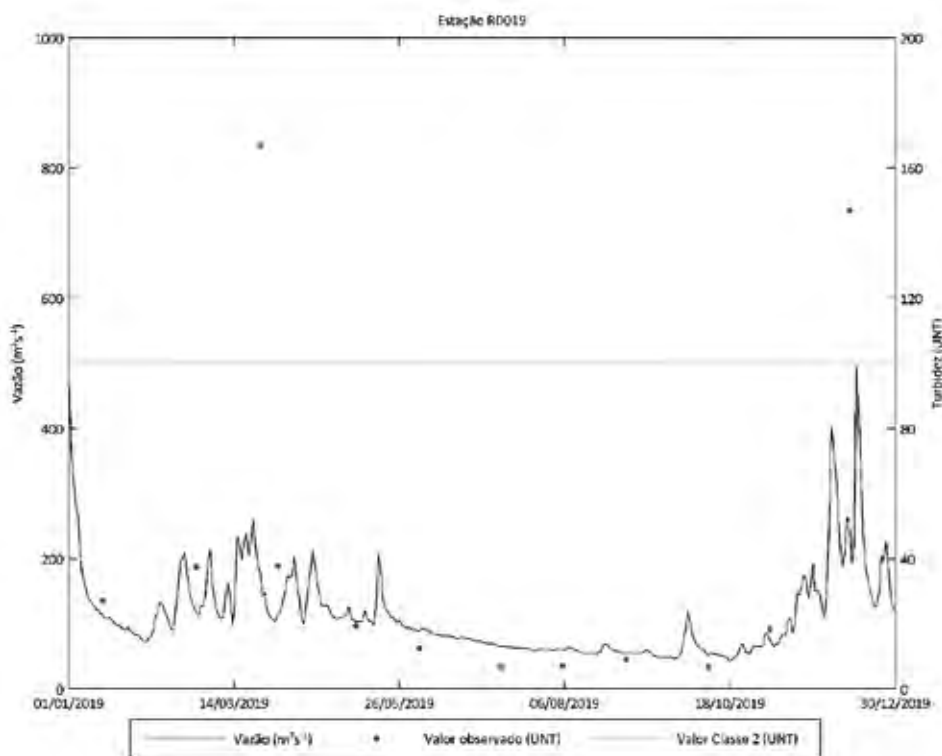


TURBIDEZ

Estação RD019

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD019 é apresentada na Figura 64. No ano de 2019, o maior valor de turbidez foi observado em março, de 167 UNT. Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 UNT) foi ultrapassado. Em relação ao máximo de linha-base, de 318 UNT, o máximo histórico não foi ultrapassado.

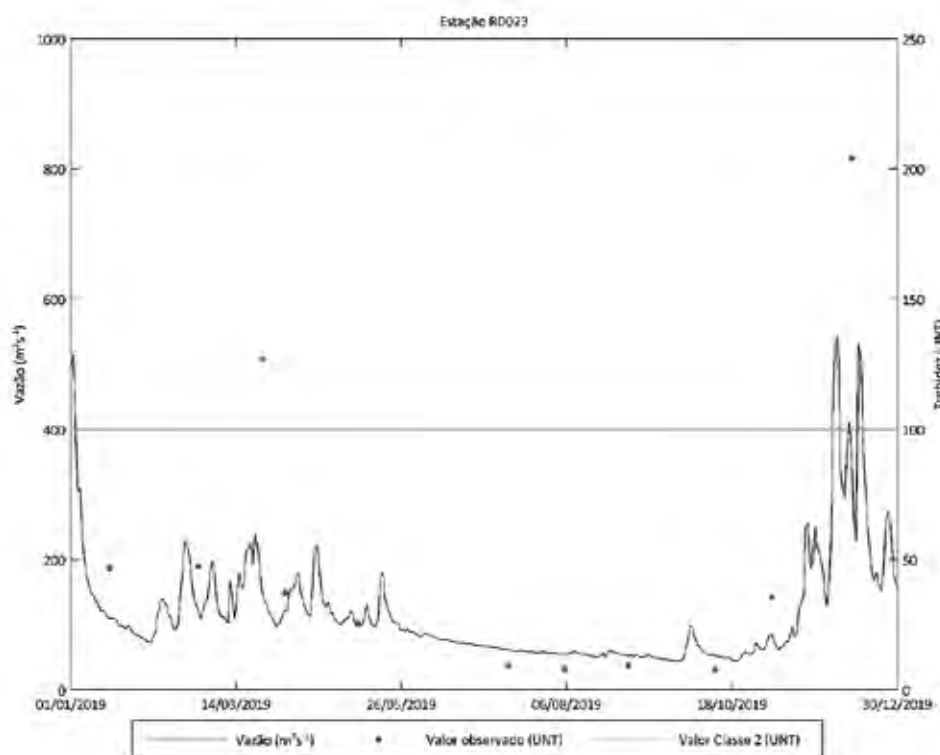
Figura 64 – Série de vazão e turbidez na estação RD019 para o ano de 2019.



Estação RD023

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD023 é apresentada na Figura 65. No ano de 2019, o maior valor de turbidez foi observado em dezembro, de 204 UNT. Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 UNT) foi ultrapassado. Em relação ao máximo de linha-base, de 310 UNT, o máximo histórico não foi ultrapassado.

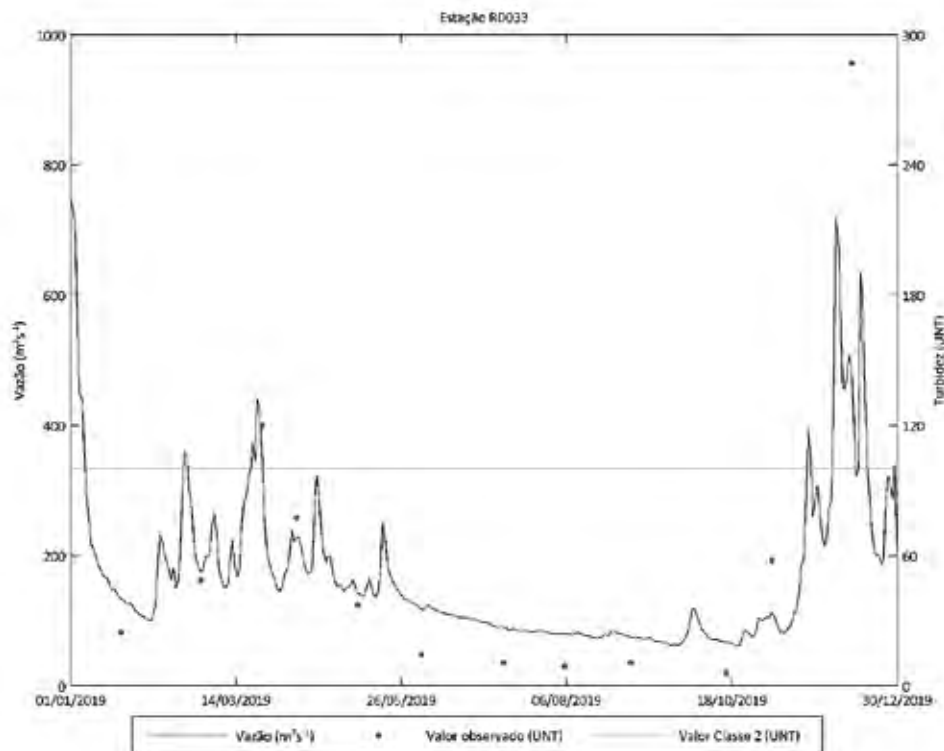
Figura 65 – Série de vazão e turbidez na estação RD023 para o ano de 2019.



Estação RD033

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD033 é apresentada na Figura 66. No ano de 2019, o maior valor de turbidez foi observado em dezembro, de 287 UNT. Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 UNT) foi ultrapassado. Em relação ao máximo de linha-base, de 955 UNT, o máximo histórico não foi ultrapassado.

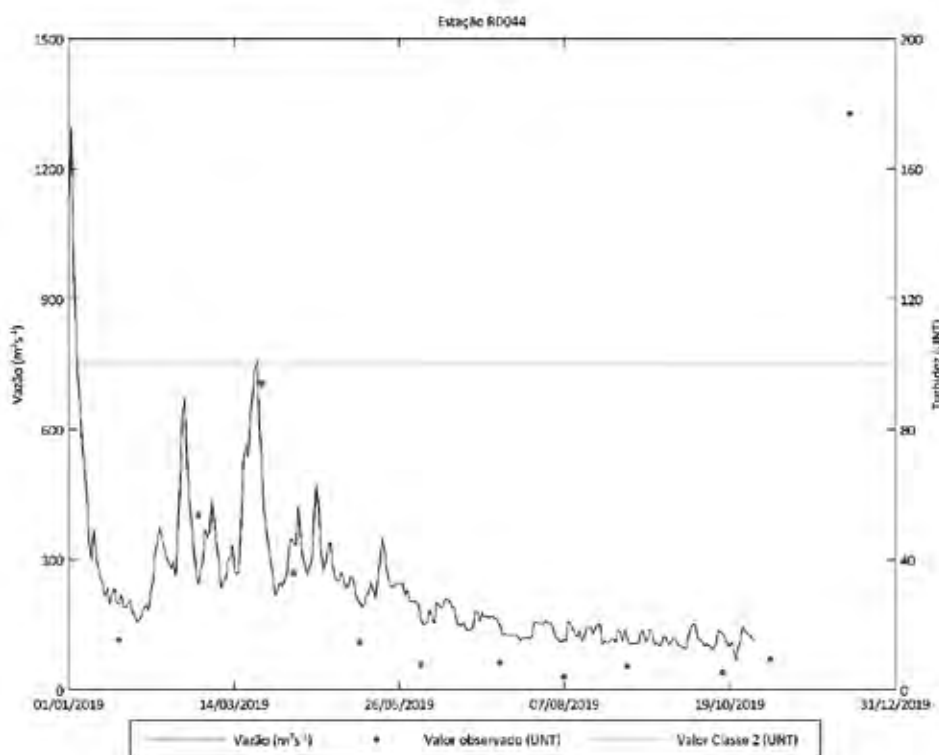
Figura 66 – Série de vazão e turbidez na estação RD033 para o ano de 2019.



Estação RD044

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD044 é apresentada na Figura 67. No ano de 2019, o maior valor de turbidez foi observado em dezembro, de 177 UNT. Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 UNT) foi ultrapassado. Em relação ao máximo de linha-base, de 794 UNT, o máximo histórico não foi ultrapassado.

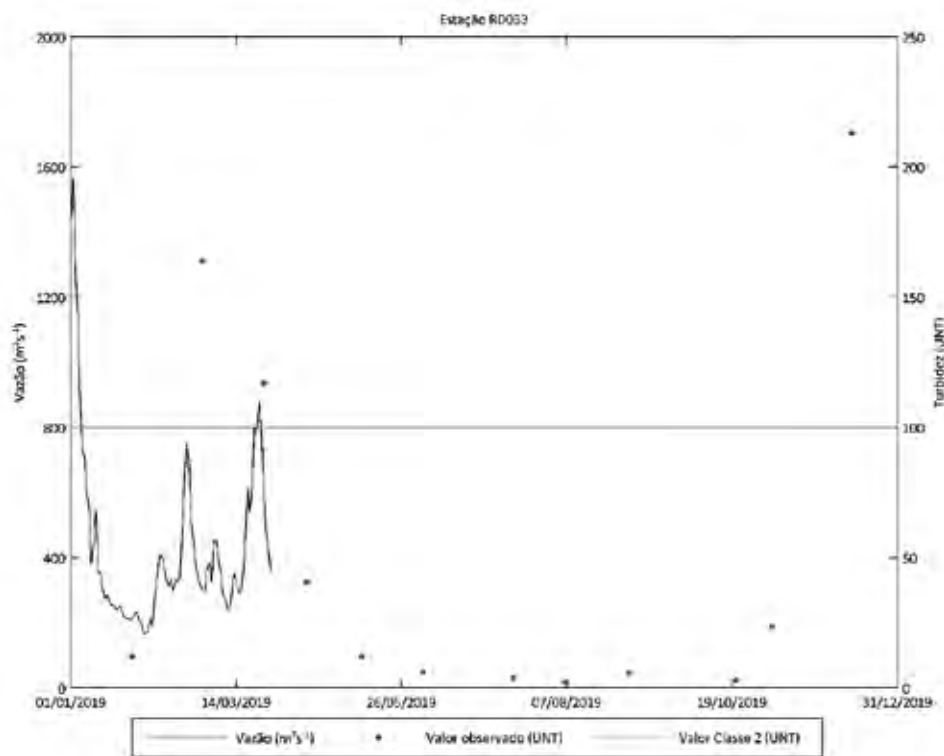
Figura 67 – Série de vazão e turbidez na estação RD044 para o ano de 2019.



Estação RD053

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD053 é apresentada na Figura 68. No ano de 2019, o maior valor de turbidez foi observado em dezembro, de 213 UNT. Portanto, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (100 UNT) foi ultrapassado. Em relação ao máximo de linha-base, de 560 UNT, o máximo histórico não foi ultrapassado.

Figura 68 – Série de vazão e turbidez na estação RD053 para o ano de 2019.



FERRO DISSOLVIDO

Estação RD019

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD019 é apresentada na Figura 69. No ano de 2019, a maior concentração de ferro dissolvido, de $0,57 \text{ mg L}^{-1}$, ocorreu em fevereiro associada a uma vazão de $116,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado.

A Figura 70 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD019. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base ($18,16 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em fevereiro, devido a uma concentração de $0,57 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $116,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, inferior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 12 observações para o ano de 2019, quatro ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 69 – Série de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD019 para o ano de 2019.

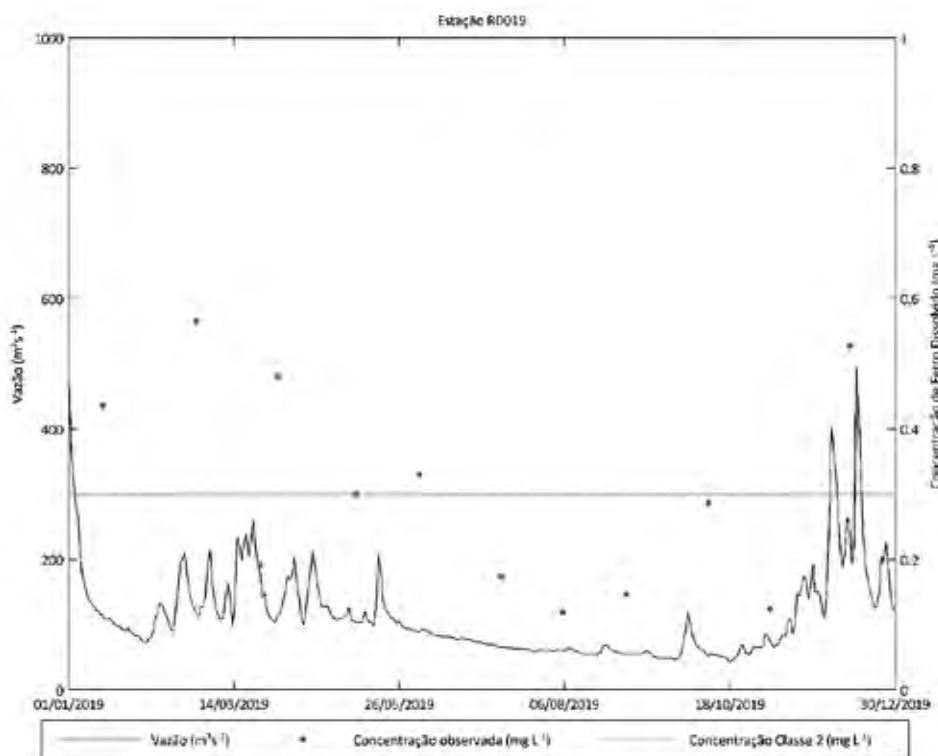
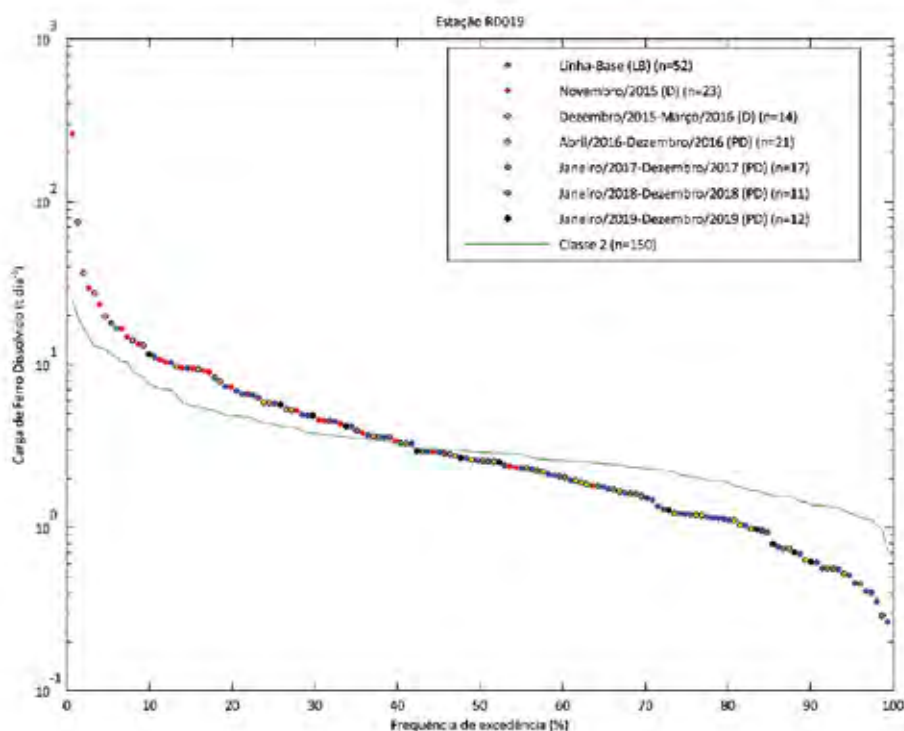


Figura 70 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD019.

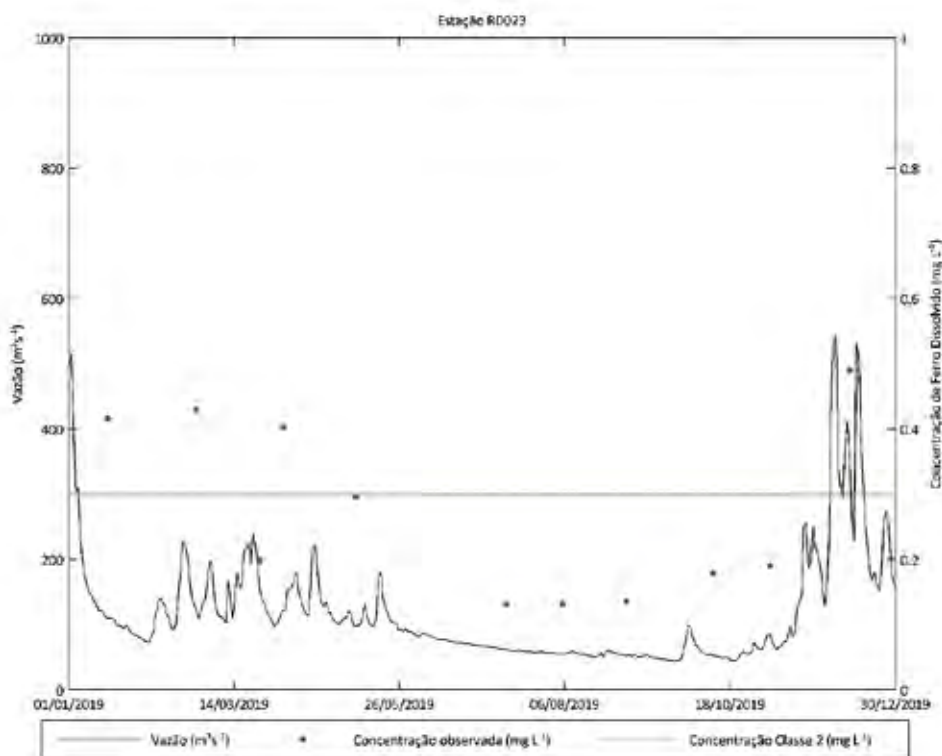


Estação RD023

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD023 é apresentada na Figura 71. No ano de 2019, a maior concentração de ferro dissolvido ocorreu em dezembro, de $0,49 \text{ mg L}^{-1}$, associada a uma vazão de $356,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado.

A Figura 72 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD023. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 71 – Série de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD023 para o ano de 2019.



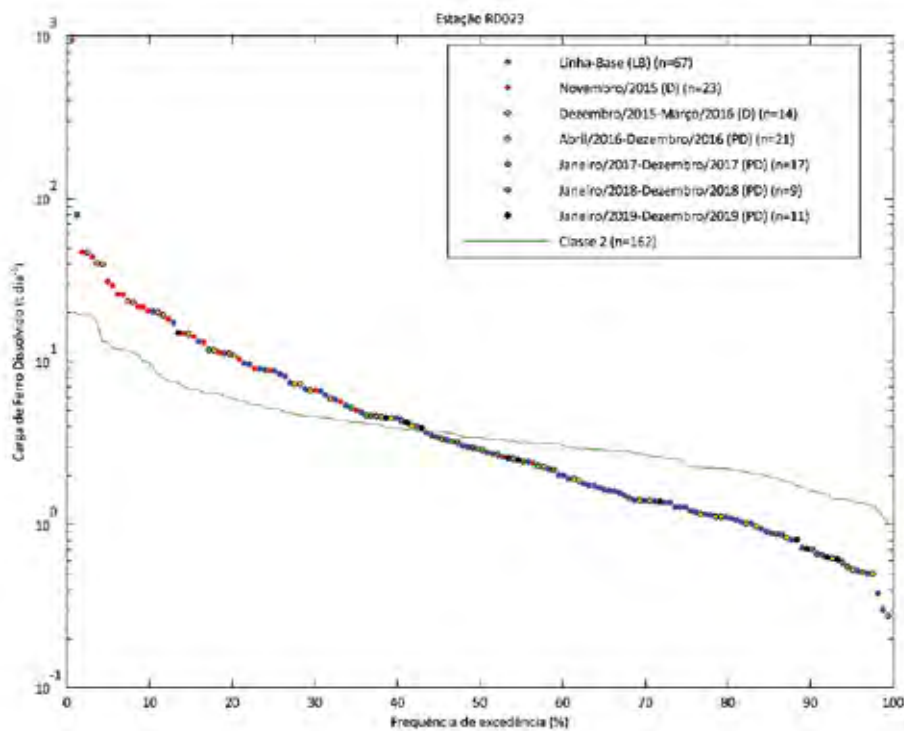
De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base (20,38 t dia⁻¹). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro, devido a uma concentração de 0,49 mg L⁻¹ e uma vazão de 356,10 m³ s⁻¹, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 11 observações para o ano de 2019, quatro ultrapassaram o limite da classe 2.

Estação RD033

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD033 é apresentada na Figura 73. No ano de 2019, a maior concentração de ferro dissolvido ocorreu em dezembro, de 0,96 mg L⁻¹, associada a uma vazão de 489,06 m³ s⁻¹. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (0,3 mg L⁻¹) foi ultrapassado.

A Figura 74 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD033. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 72 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD023.



De acordo com a Figura 74, no ano de 2019 há uma carga superior à carga máxima de linha-base ($28,52 \text{ t dia}^{-1}$), devido a uma concentração de $0,96 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $489,06 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (superior à vazão média na estação), resultando em uma carga de $40,64 \text{ t dia}^{-1}$. Neste caso, a carga máxima de linha-base foi ultrapassada em 1,4 vezes. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 12 observações para o ano de 2019, quatro ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 73 – Série de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD033 para o ano de 2019.

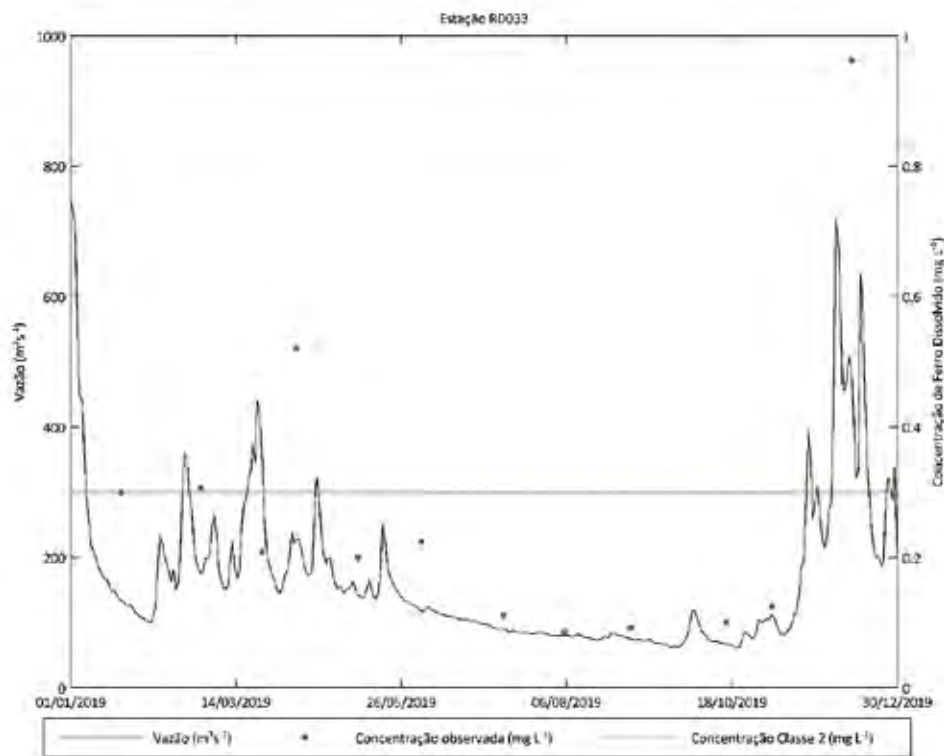
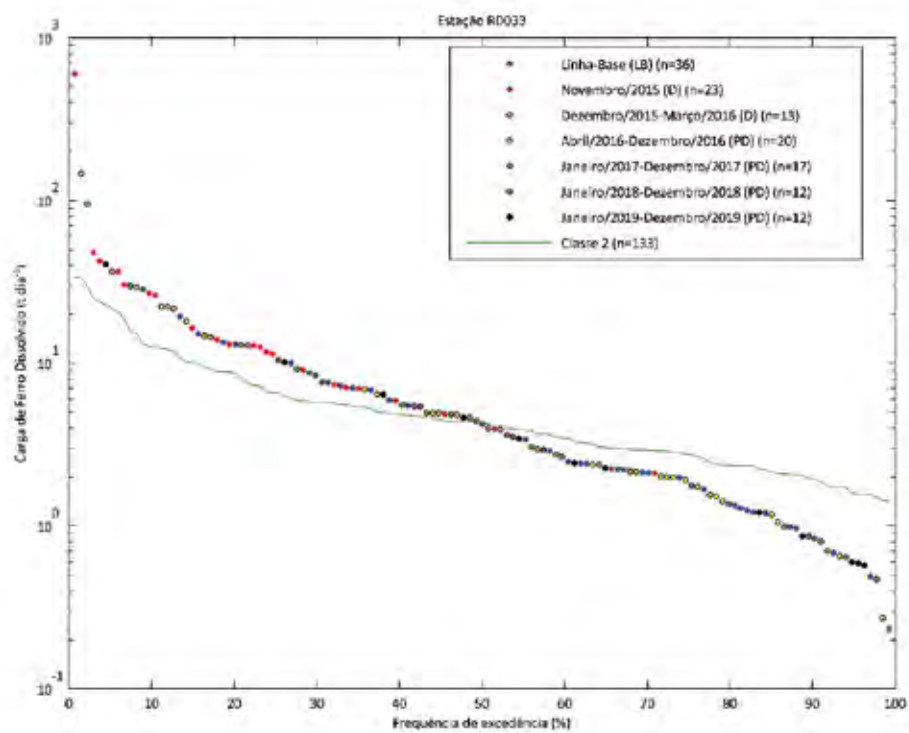


Figura 74 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada, na estação RD033.



Estação RD044

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD044 é apresentada na Figura 75. No ano de 2019, a maior concentração de ferro dissolvido ocorreu em dezembro, de $0,61 \text{ mg L}^{-1}$ (não há observação de vazão para este dado, portanto a carga não foi estimada). Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado.

A Figura 76 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD044. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base (54 t dia^{-1}). Em 2019, a maior carga observada foi em março, devido a uma concentração de $0,28 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $519,83 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, inferior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 10 observações para o ano de 2019, três ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 75 – Série de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD044 para o ano de 2019.

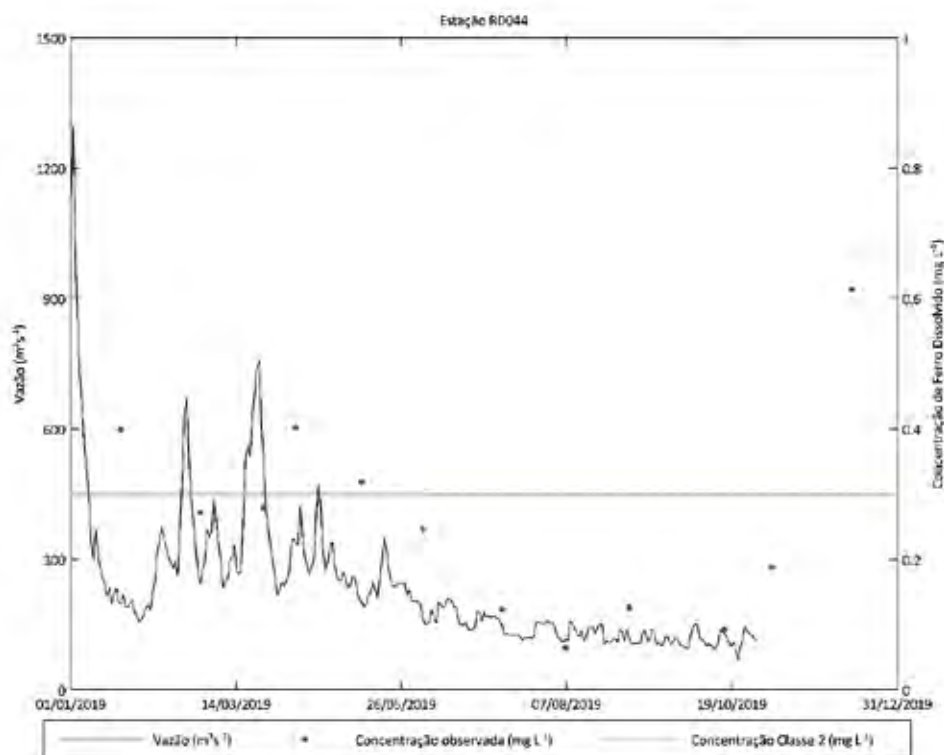
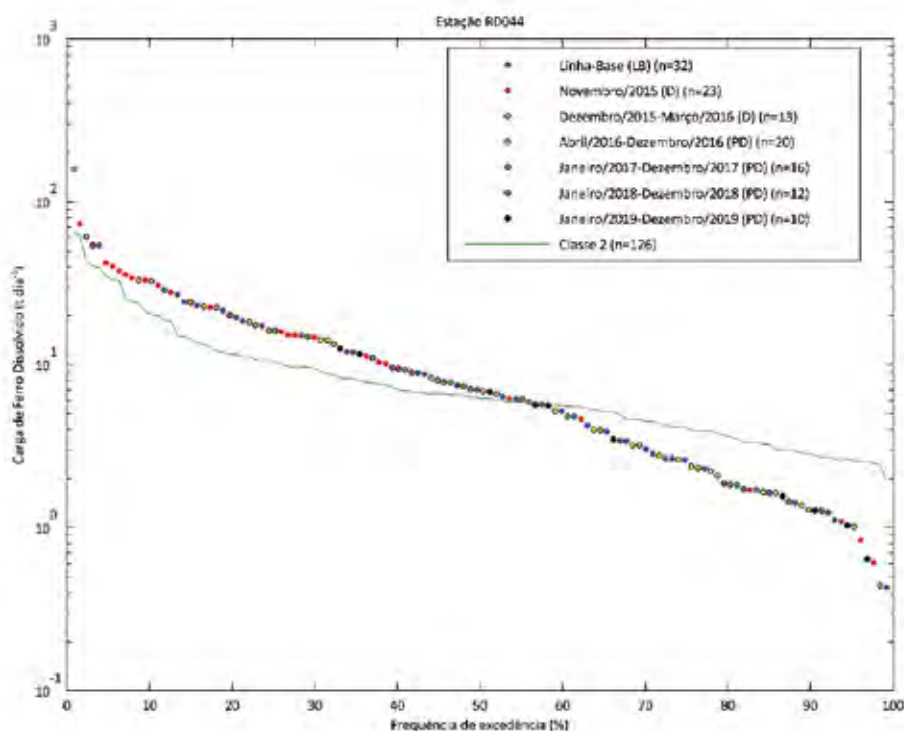


Figura 76 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD044.



Estação RD053

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD053 é apresentada na Figura 77. No ano de 2019, a maior concentração de ferro dissolvido ocorreu em dezembro, de 1,86 mg L⁻¹ (não há observação de vazão para este dado, portanto a carga não foi estimada). Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (0,3 mg L⁻¹) foi ultrapassado.

A Figura 78 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD053. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 77 – Série de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD053 para o ano de 2019.

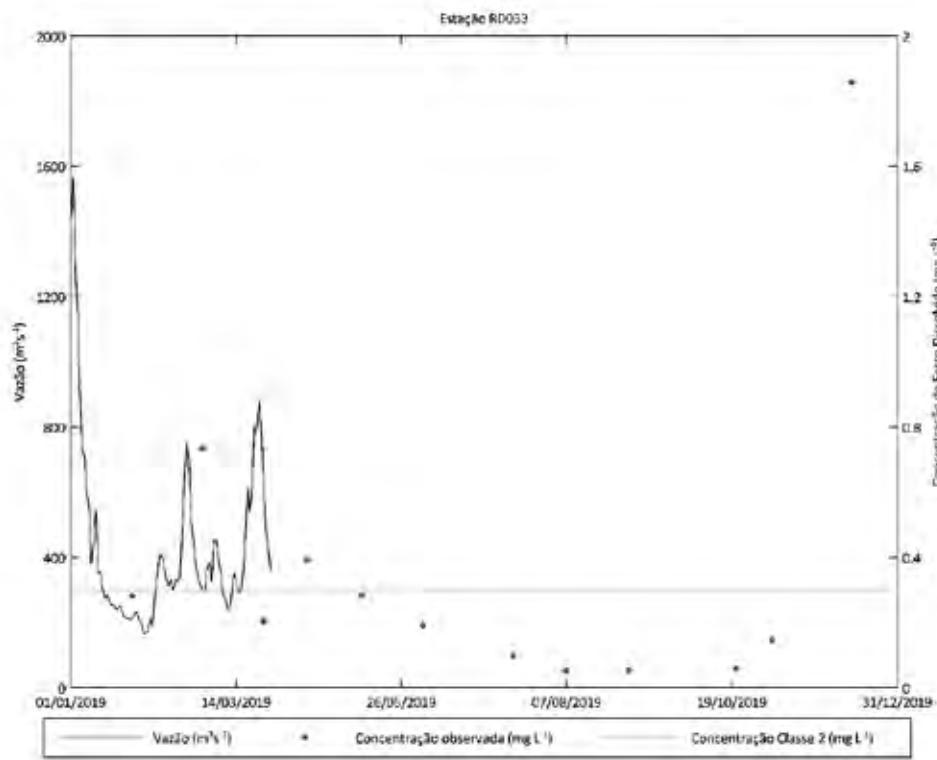
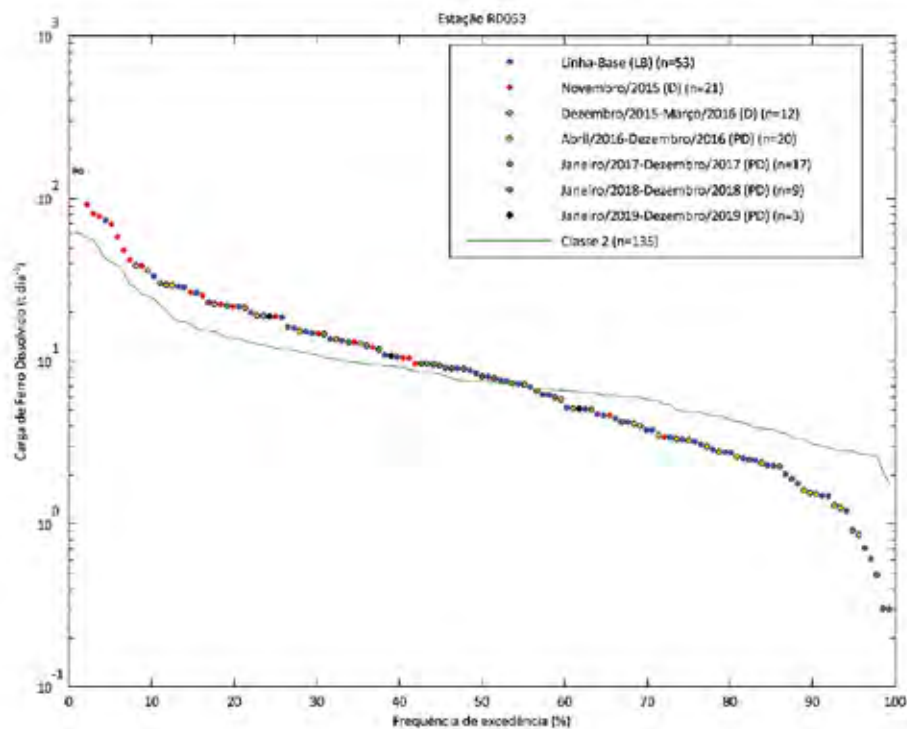


Figura 78 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD053.



De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base ($73,60 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em fevereiro, devido a uma concentração de $0,74 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $297,35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, inferior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das três cargas estimadas para o ano de 2019, duas ultrapassaram o limite da classe 2.

MANGANÊS TOTAL

Estação RD019

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD019 é apresentada na Figura 79. No ano de 2019, a maior concentração de manganês total ocorreu em março, de $0,39 \text{ mg L}^{-1}$, associada a uma vazão de $180,12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado.

A Figura 80 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD019. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$), em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 foram inferiores à carga máxima de linha-base ($59,5 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro, devido a uma concentração de $0,27 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $254,08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 12 cargas estimadas para o ano de 2019, cinco ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 79 – Série de vazão e concentração de manganês total na estação RD019 para o ano de 2019.

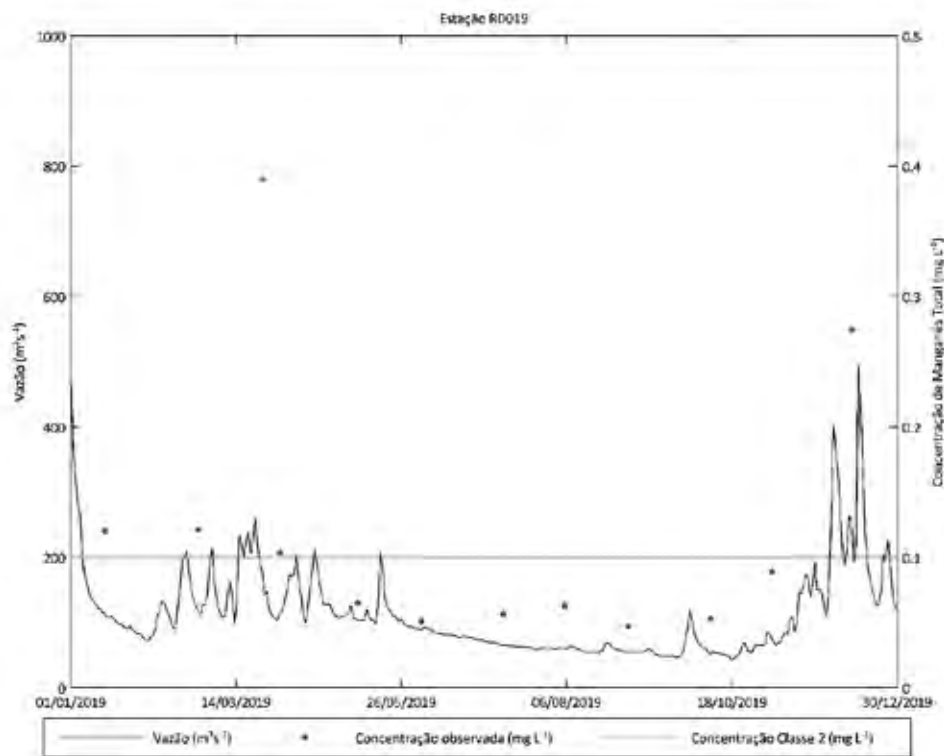
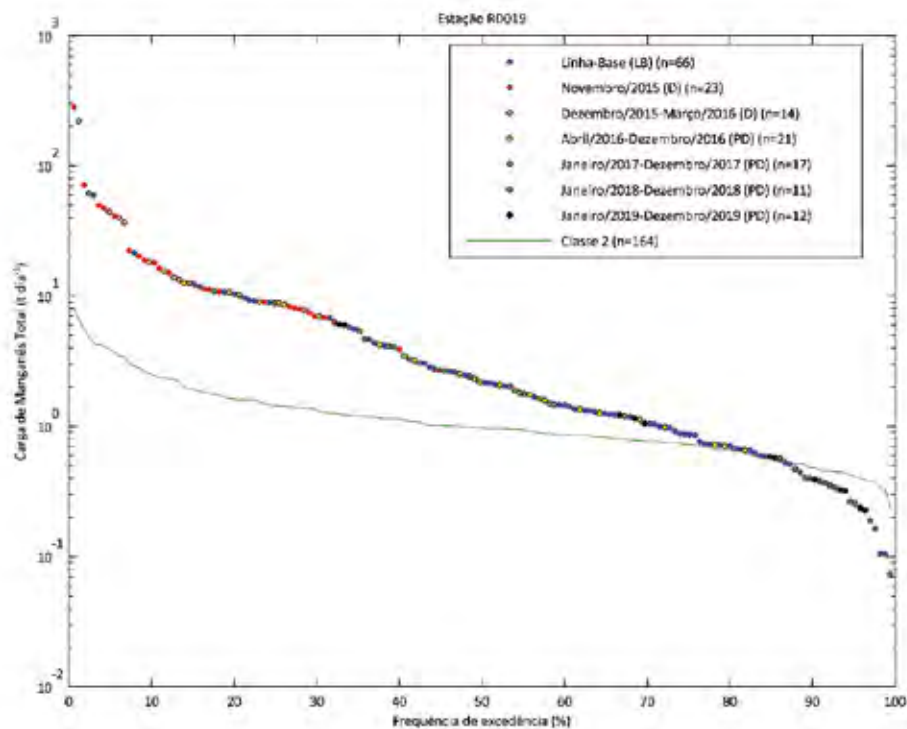


Figura 80 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD019.



Estação RD023

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD033 é apresentada na Figura 81. No ano de 2019, a maior concentração de manganês total ocorreu em dezembro, de $0,35 \text{ mg L}^{-1}$, associada a uma vazão de $356,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado.

A Figura 82 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD023. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 81 – Série de vazão e concentração de manganês total na estação RD023 para o ano de 2019.

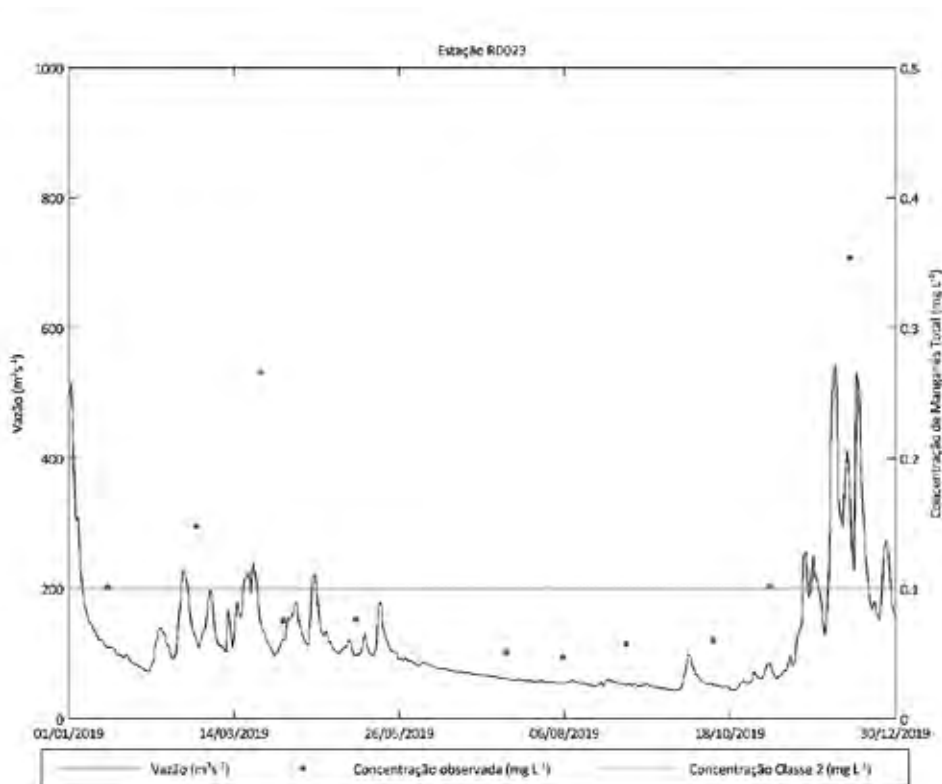
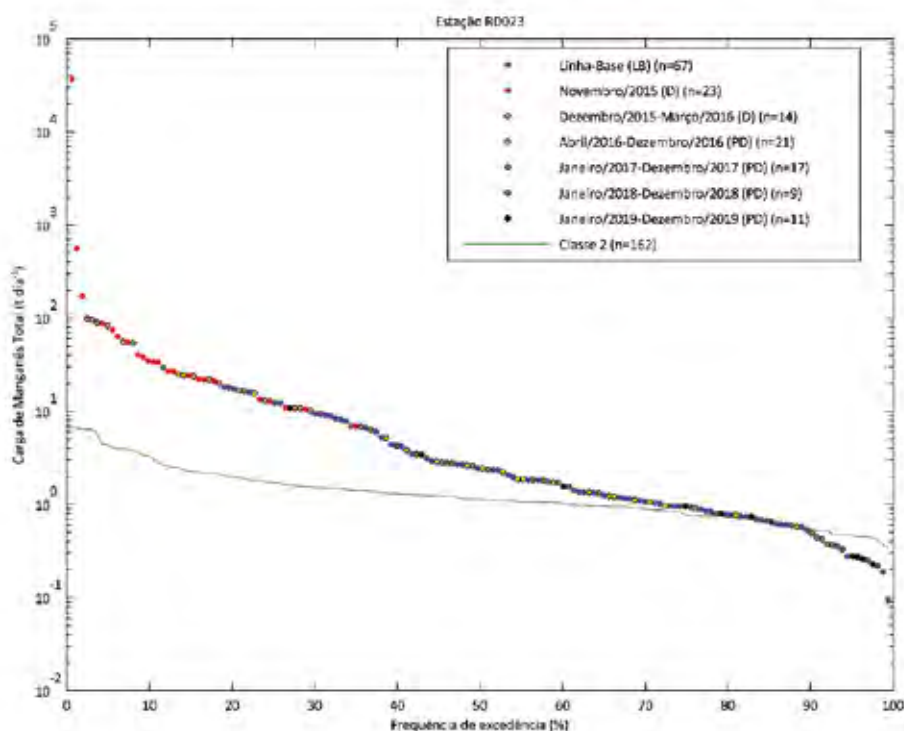


Figura 82 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD023.



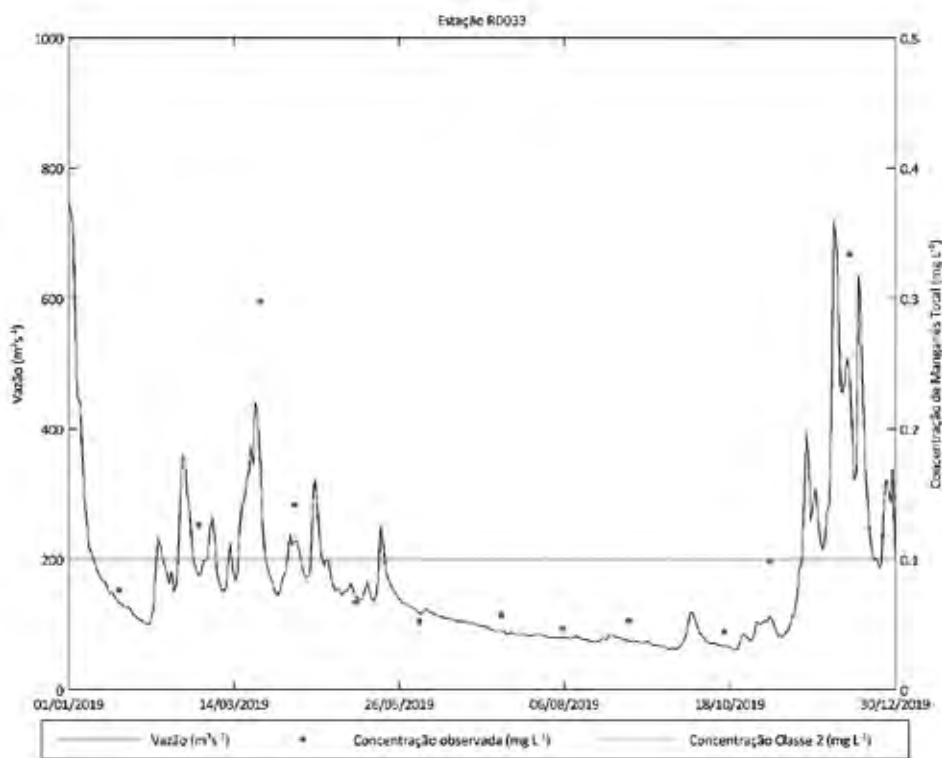
De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 foram inferiores à carga máxima de linha-base ($29,36 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro de 2019, devido a uma concentração de $0,35 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $356,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 11 cargas estimadas para o ano de 2019, seis ultrapassaram o limite da classe 2.

Estação RD033

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD033 é apresentada na Figura 83. No ano de 2019, a maior concentração de manganês total ocorreu em dezembro, de $0,33 \text{ mg L}^{-1}$, associada a uma vazão de $489,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado.

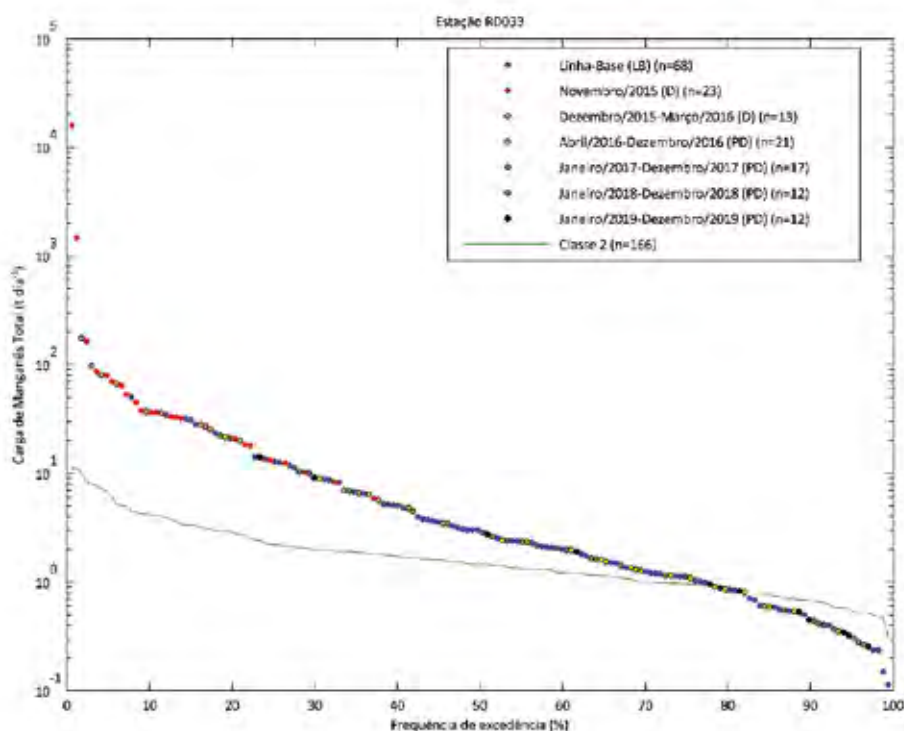
A Figura 84 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD033. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 83 – Série de vazão e concentração de manganês total na estação RD033 para o ano de 2019.



De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base (50,72 t dia⁻¹). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro, devido a uma concentração de 0,33 mg L⁻¹ e uma vazão de 489,10 m³ s⁻¹, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 12 cargas estimadas para o ano de 2019, seis ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 84 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD033.

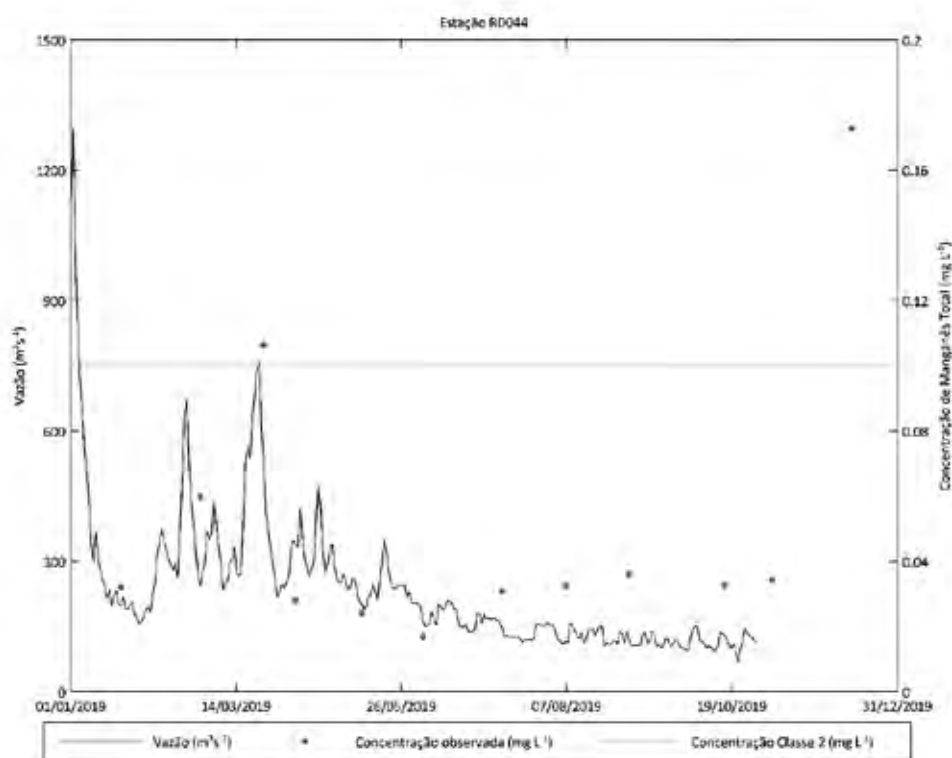


Estação RD044

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD044 é apresentada na Figura 85. No ano de 2019, a maior concentração de manganês total ocorreu em dezembro, de 0,17 mg L⁻¹ (não há observação de vazão para este dado, portanto, a carga não foi estimada). Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (0,1 mg L⁻¹) foi ultrapassado.

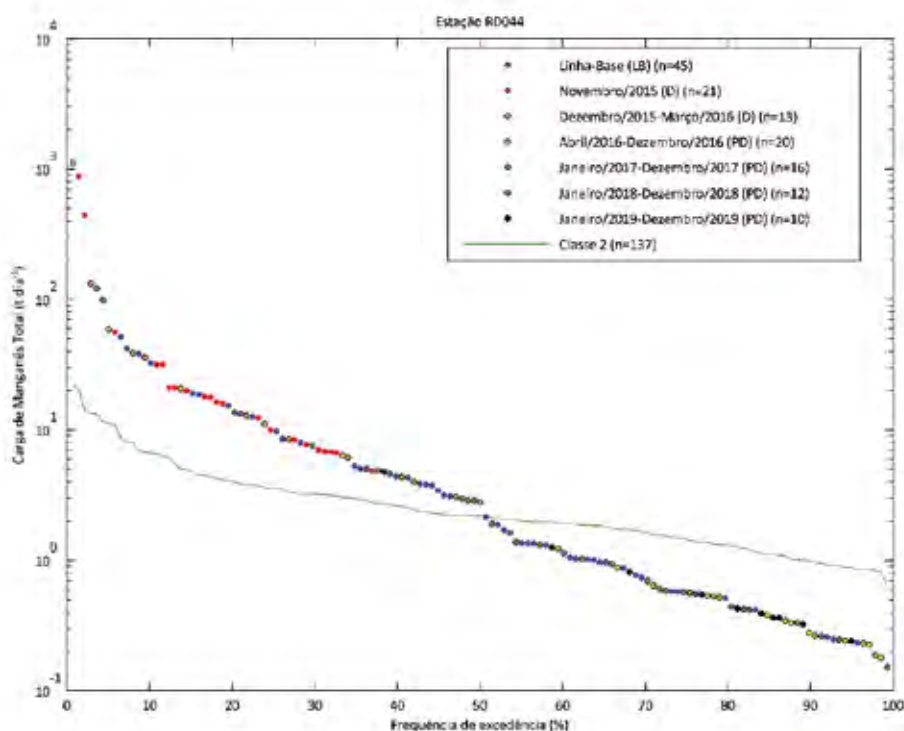
A Figura 86 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD044. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 85 – Série de vazão e concentração de manganês total na estação RD044 para o ano de 2019.



De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base (51,48 t dia⁻¹). Em 2019, a maior carga observada foi em março, devido a uma concentração de 0,11 mg L⁻¹ e uma vazão de 519,83 m³ s⁻¹, inferior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 10 cargas estimadas para o ano de 2019, uma ultrapassou o limite da classe 2.

Figura 86 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD044.



Estação RD053

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD053 é apresentada na Figura 87. No ano de 2019, a maior concentração de manganês total ocorreu em dezembro, de 0,22 mg L⁻¹ (não há observação de vazão para este dado, portanto a carga não foi estimada). Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (0,1 mg L⁻¹) foi ultrapassado.

A Figura 88 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD053. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 87 – Série de vazão e concentração de manganês total na estação RD053 para o ano de 2019.

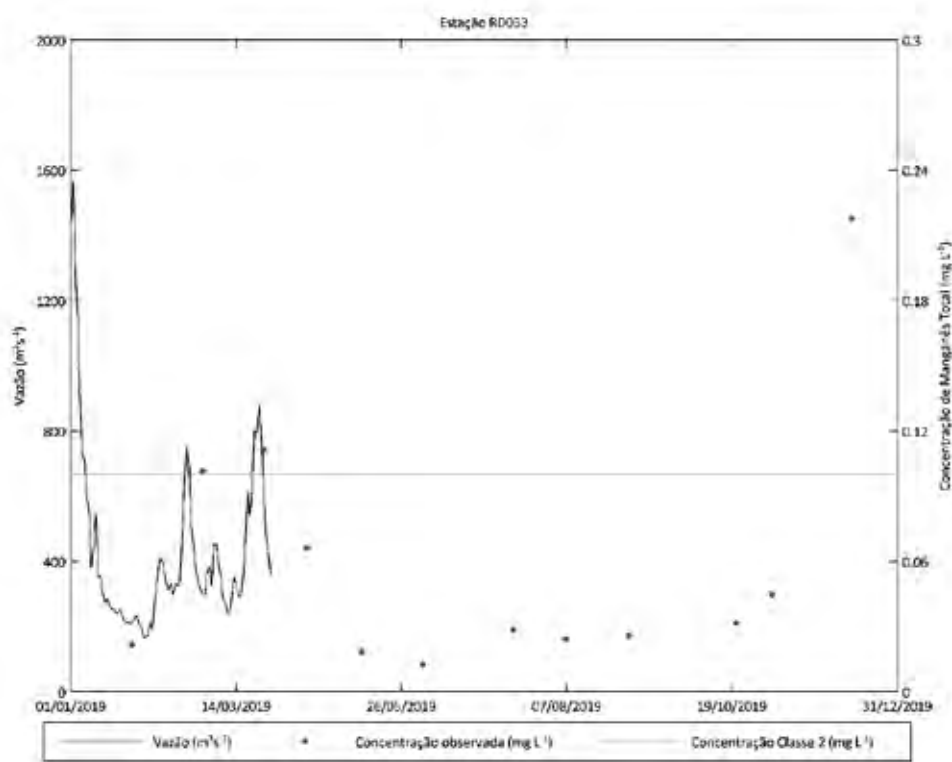
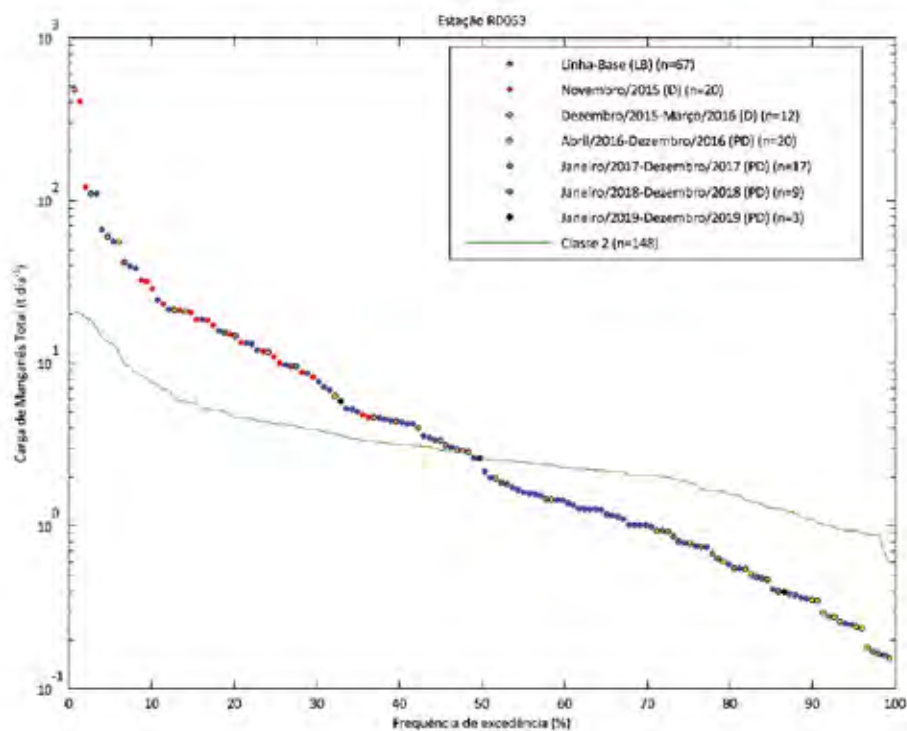


Figura 88 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD053.



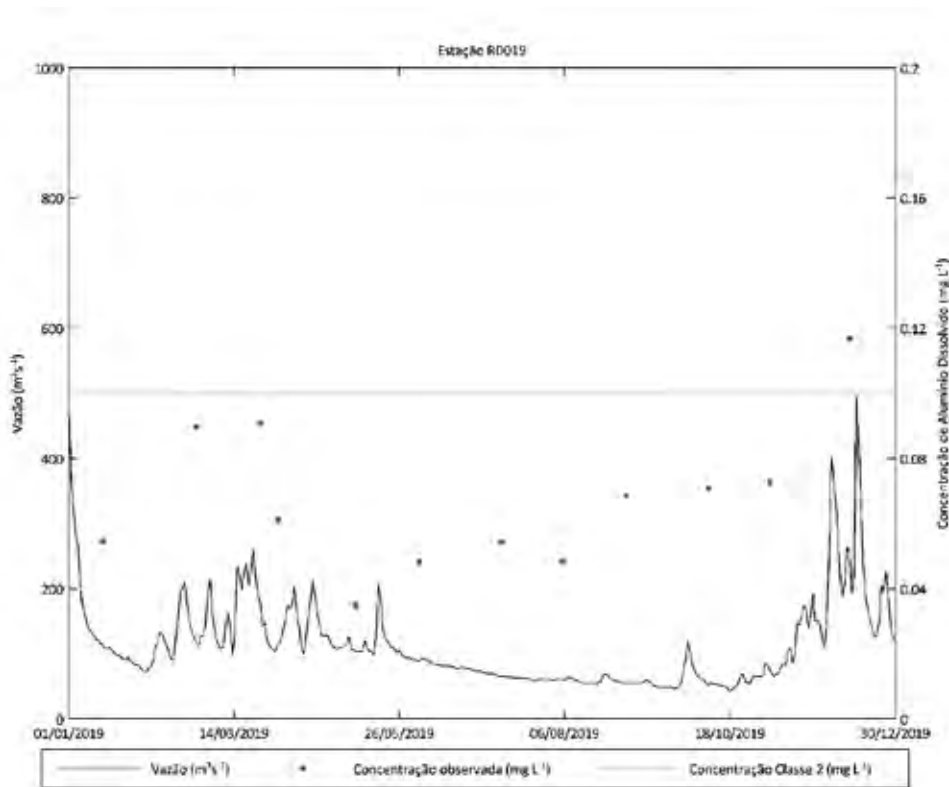
De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base (110,23 t dia⁻¹). Em 2019, a maior carga observada foi em março, devido à uma concentração de 0,11 mg L⁻¹ e uma vazão de 608,80 m³ s⁻¹, inferior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 3 cargas estimadas para o ano de 2019, uma ultrapassou o limite da classe 2.

ALUMÍNIO DISSOLVIDO

Estação RD019

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD019 é apresentada na Figura 89. No ano de 2019, a maior concentração de alumínio dissolvido ocorreu em dezembro, de 0,12 mg L⁻¹, associada a uma vazão de 254,08 m³ s⁻¹. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (0,1 mg L⁻¹) foi ultrapassado.

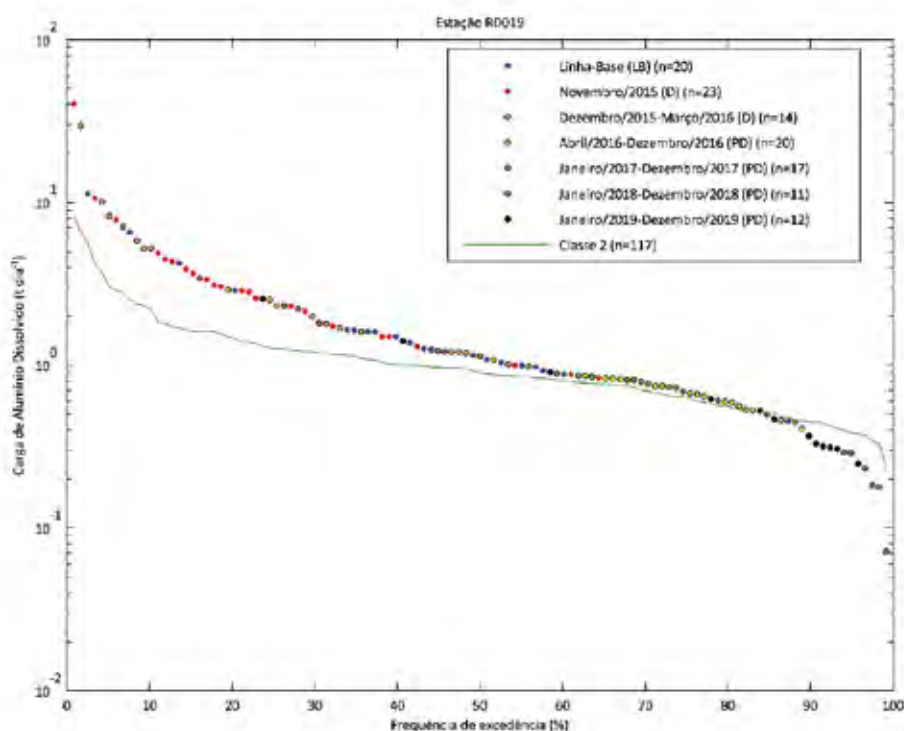
Figura 89 – Série de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD019 para o ano de 2019.



A Figura 90 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD019. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 foram inferiores à carga máxima de linha-base ($11,31 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro, devido a uma concentração de $0,12 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $254,08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 12 observações para o ano de 2019, cinco ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 90 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD019.

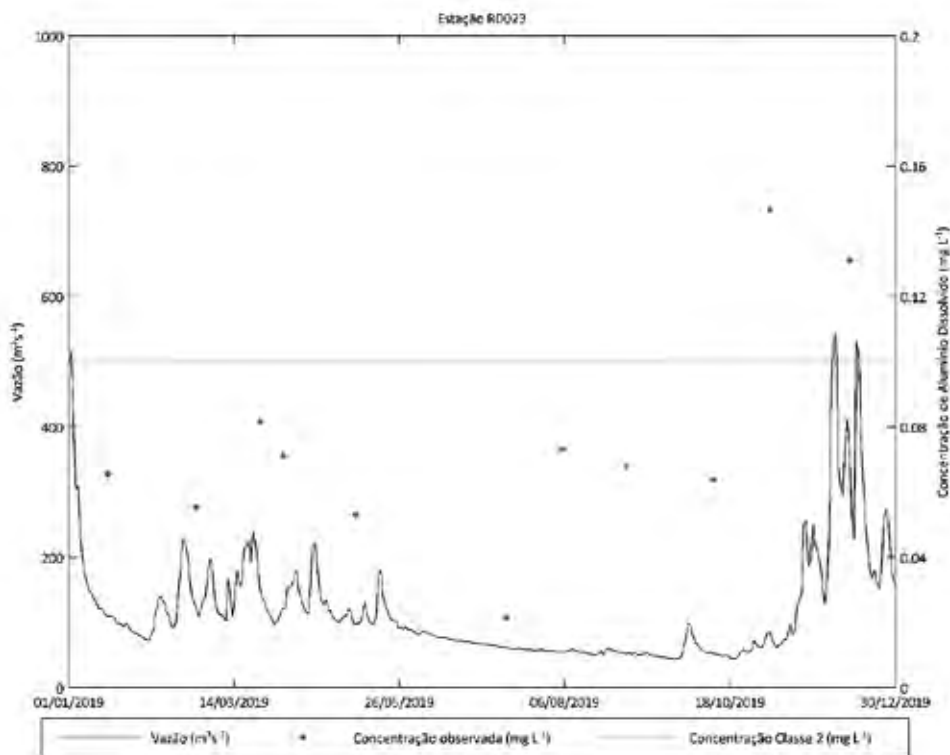


Estação RD023

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD023 é apresentada na Figura 91. No ano de 2019, a maior concentração de alumínio dissolvido ocorreu em novembro, de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$, associada a uma vazão de $84,60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado.

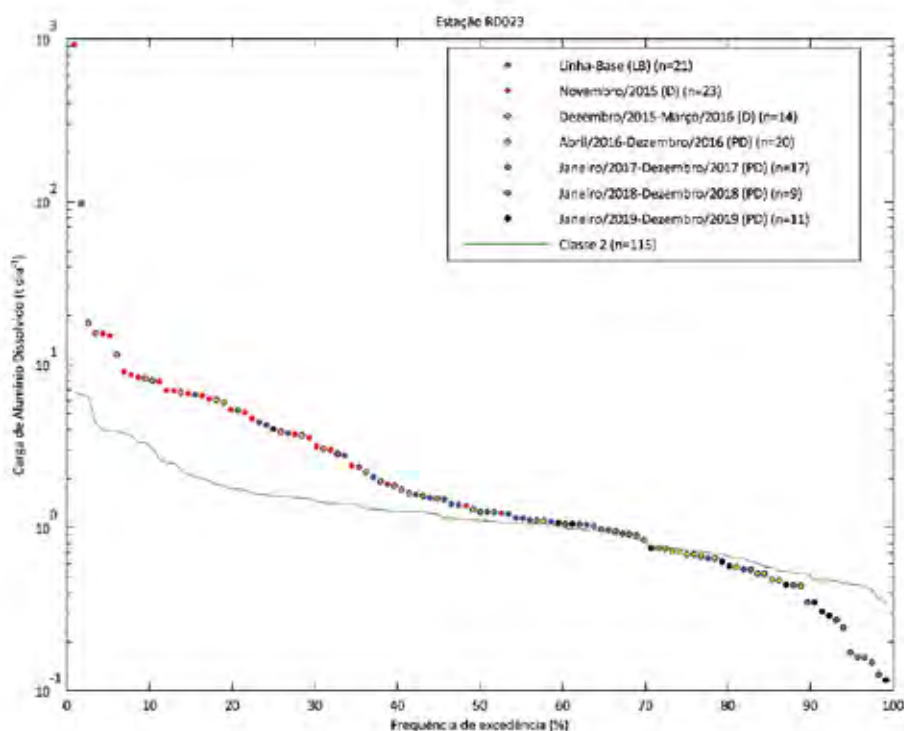
A Figura 92 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD023. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 91 – Série de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD023 para o ano de 2019.



De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base ($6,6 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro de 2019, devido a uma concentração de $0,13 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $356,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 11 observações para o ano de 2019, três ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 92 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD023.



Estação RD033

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD033 é apresentada na Figura 93. No ano de 2019, a maior concentração de alumínio dissolvido ocorreu em dezembro, de $0,34 \text{ mg L}^{-1}$, associada a uma vazão de $489,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado.

A Figura 94 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD033. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base ($20,65 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em dezembro, devido a uma concentração de $0,34 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $489,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, superior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 12 observações para o ano de 2019, sete ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 93 – Série de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD033 para o ano de 2019.

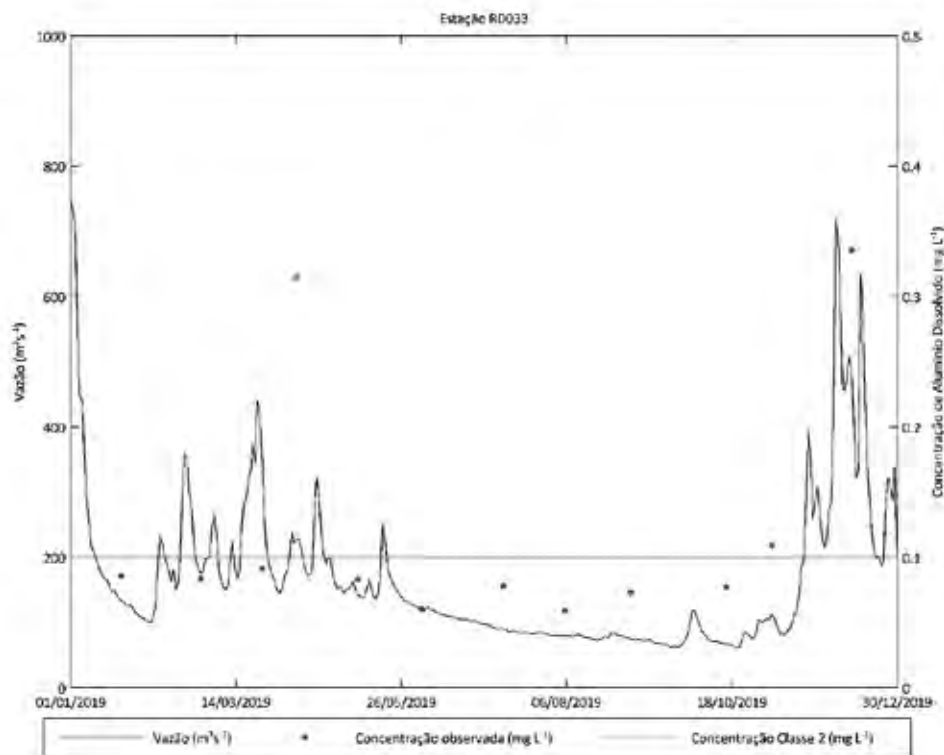
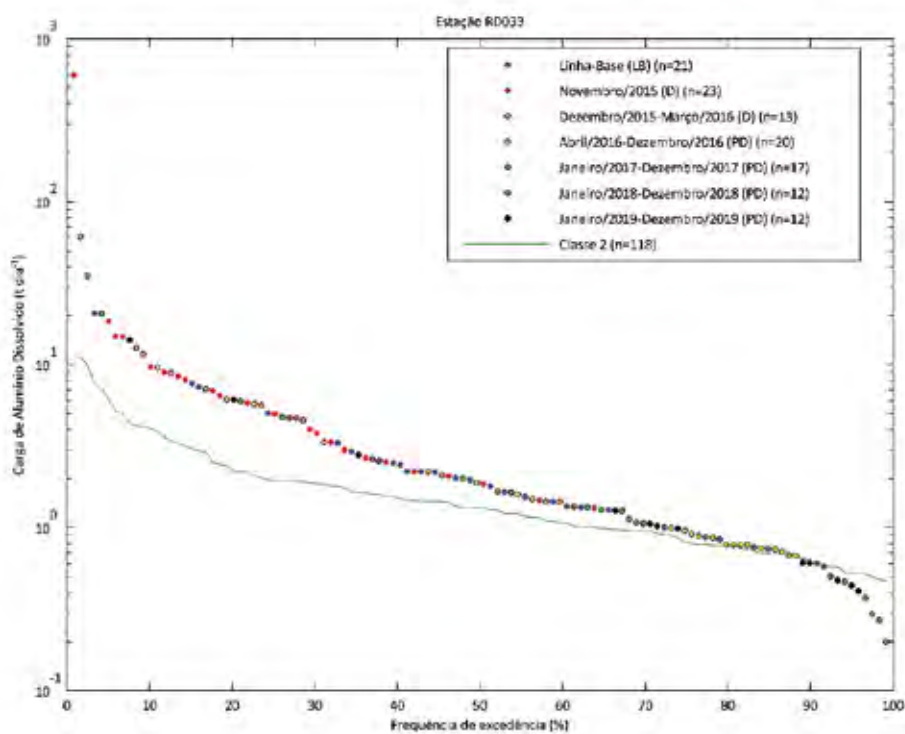


Figura 94 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD033.



Estação RD044

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD044 é apresentada na Figura 95. No ano de 2019, a maior concentração de alumínio dissolvido ocorreu em abril, de $0,26 \text{ mg L}^{-1}$, associada a uma vazão de $334,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Portanto, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado.

A Figura 96 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD044. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 foram inferiores à carga máxima de linha-base ($27,0 \text{ t dia}^{-1}$). Em 2019, a maior carga observada foi em março, devido à uma concentração de $0,23 \text{ mg L}^{-1}$ e uma vazão de $519,83 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, inferior à vazão média desta estação. Com relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2, das 10 observações para o ano de 2019, sete ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 95 – Série de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD044 para o ano de 2019.

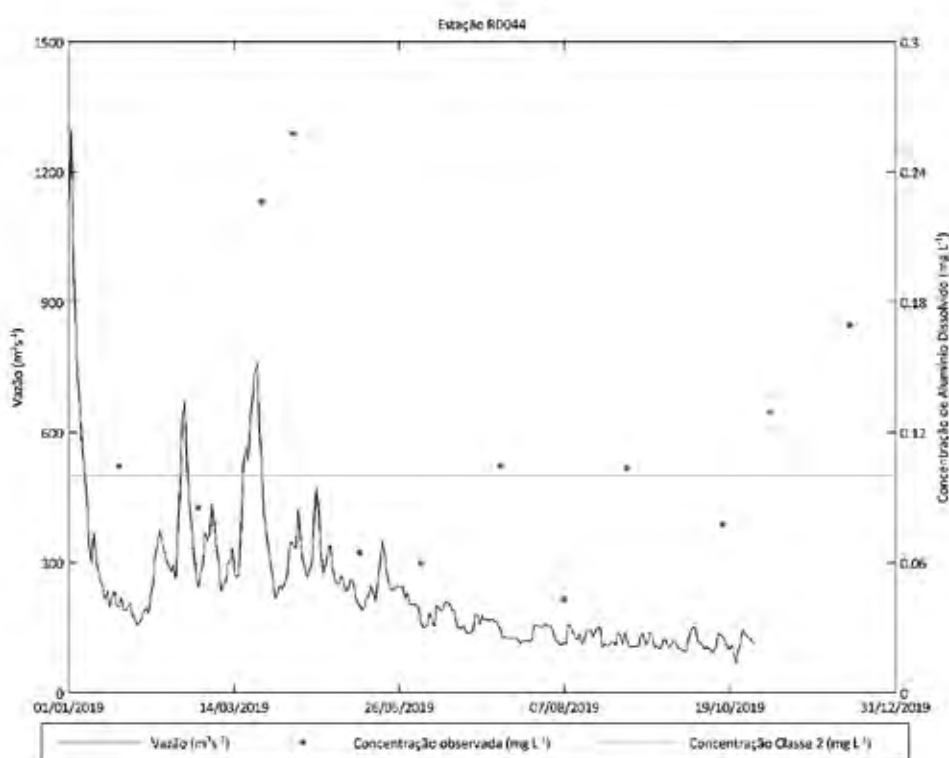
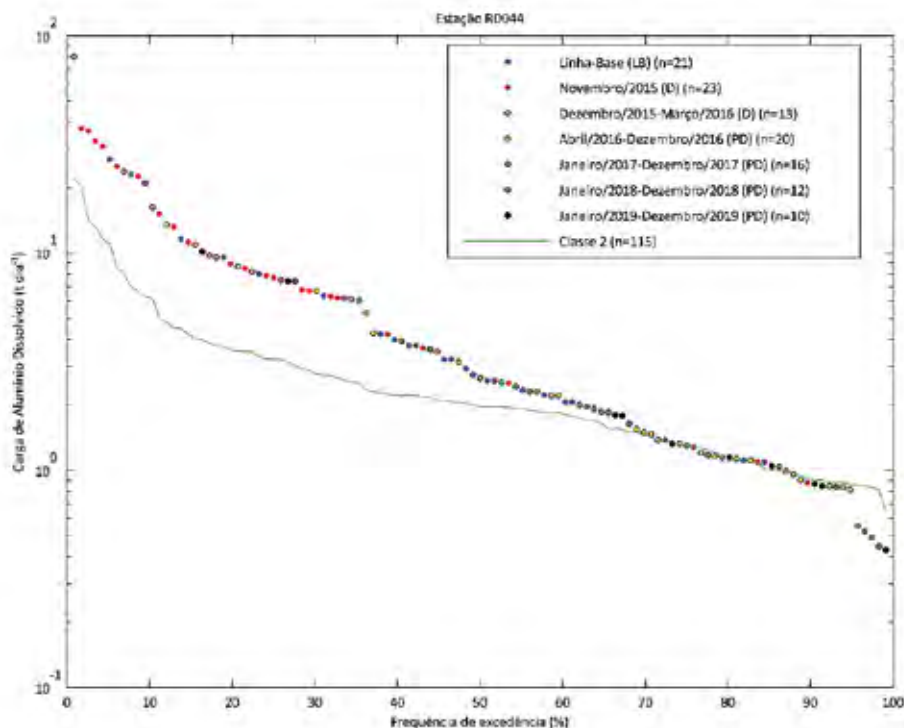


Figura 96 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD044.



Estação RD053

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD053 é apresentada na Figura 97. No ano de 2019, a maior concentração de alumínio dissolvido ocorreu em dezembro, de 2,04 mg L⁻¹ (não há observação de vazão para este dado, portanto a carga não foi estimada). Desse modo, no ano de 2019, para os dados disponíveis, o limite de classe 2 (0,1 mg L⁻¹) foi ultrapassado.

A Figura 98 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD053. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, as cargas no ano de 2019 são inferiores à carga máxima de linha-base (20,62 t dia⁻¹). Em 2019, a maior carga observada foi em fevereiro, devido a uma concentração de 0,40 mg L⁻¹ e uma vazão de 297,35 m³ s⁻¹, inferior à vazão média desta estação. Das 3 observações para o ano de 2019, todas ultrapassaram o limite da classe 2.

Figura 97 – Série de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD053 para o ano de 2019.

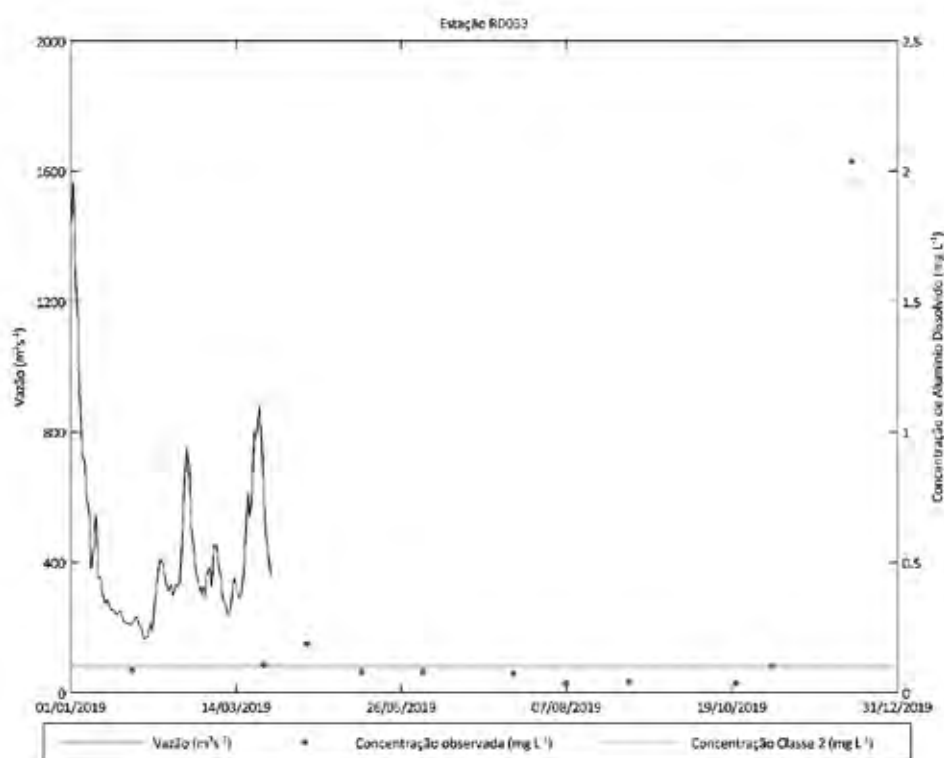
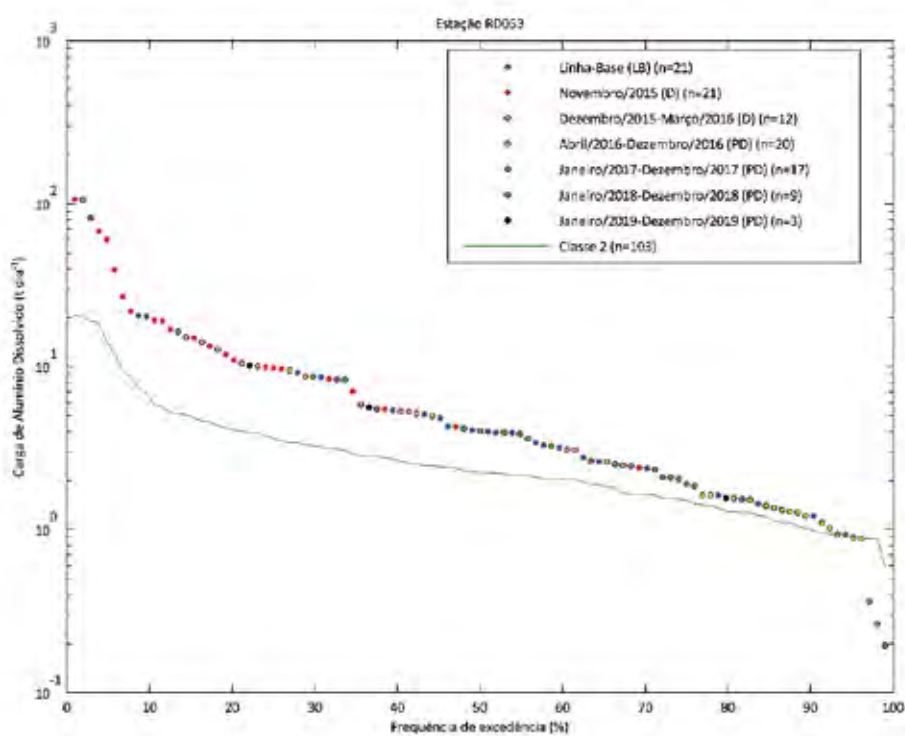


Figura 98 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD053.



Síntese dos resultados da avaliação quali-quantitativa

Esta seção apresenta uma síntese no que se refere aos resultados da avaliação quali-quantitativa de dados registrados no ano de 2019.

De acordo com os resultados obtidos em relação ao cálculo de cargas de sólidos suspensos totais, ferro dissolvido, manganês total e alumínio dissolvido, em 2019, a carga máxima de linha-base foi ultrapassada somente para o ferro dissolvido, na estação RD033, no município Belo Oriente e Bugre (Figura 55). No tocante à carga limite, apenas as estações RD044 e RD053 não ultrapassaram a carga limite de sólidos suspensos totais, para os dados disponíveis no ano de 2019. Destaca-se, contudo, que para as estações RD044 (dados até outubro/2019) e RD053 (dados até março/2019) não estava disponível a série completa de vazões no ano de 2019, o que impossibilitou a estimativa completa de cargas no período (Tabela 23).

É importante ressaltar as vazões que ocorreram durante o monitoramento de qualidade da água no ano de 2019. De uma maneira geral, as maiores vazões – para as quais houve monitoramento de qualidade de água concomitante – estiveram próximas das vazões médias históricas em todas as estações (podendo ser superiores ou inferiores às vazões médias nas estações avaliadas). Ainda conforme o Apêndice D do Relatório dos Ambientes Aquáticos Continentais, as vazões apresentaram um tempo de retorno abaixo de 2 anos, o que indica vazões baixas.

Tabela 23 – Síntese dos resultados da avaliação quali-quantitativa no tocante à carga máxima de linha-base e à carga-limite, para o ano de 2019.

Ultrapassou a carga máxima de linha-base no ano de 2019?					
Parâmetro	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Sólidos suspensos totais	Não	Não	Não	Não	Não
Ferro dissolvido	Não	Não	Sim	Não	Não
Manganês total	Não	Não	Não	Não	Não
Alumínio dissolvido	Não	Não	Não	Não	Não
Ultrapassou a carga limite no ano de 2019?					
Parâmetro	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Sólidos suspensos totais	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Ferro dissolvido	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Manganês total	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Alumínio dissolvido	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim

Para a turbidez, a análise não foi realizada em termos de carga, visto que a mesma não é medida em massa por volume. Para as cinco estações avaliadas no rio Doce, de acordo com os dados disponíveis, os valores máximos de linha-base de turbidez não foram ultrapassados. Com relação ao limite legislado, todas as estações apresentaram valores de turbidez que ultrapassam o limite da classe 2.

CARGAS CUMULATIVAS EXCEDENTES

Nesta seção, são apresentados os resultados das estimativas de cargas cumulativas excedentes decorrentes do rompimento da barragem de Fundão para os parâmetros de qualidade da água avaliados neste relatório, tendo em vista os dados de quantidade e qualidade da água que se apresentaram disponíveis. O objetivo desta análise foi, portanto, identificar períodos em que as cargas correspondem ao que era observado no período de linha-base e períodos em que foi verificado um incremento das cargas em relação à linha-base no período do pós-desastre.

Nesta seção são apresentados os resultados para o parâmetro sólidos suspensos totais nas estações avaliadas neste relatório. Os resultados dos demais parâmetros de qualidade de água avaliados são apresentados no Apêndice QQ.

Sólidos suspensos totais

Neste item são apresentados os resultados para o parâmetro sólidos suspensos totais, nas estações avaliadas neste relatório. É importante destacar que o período avaliado compreende o período de pós desastre, até o ano de 2019, no entanto, este período pode variar pela disponibilidade de dados de quantidade e qualidade da água. Nas estações RD044 e RD053, o período avaliado foi até outubro/2019 e março/2019, respectivamente. Nas demais estações, as cargas cumulativas excedentes foram avaliadas até dezembro/2019.

A Figura 99 apresenta a carga cumulativa excedente de sólidos suspensos totais na estação RD019. Cabe destacar que, no período compreendido entre novembro/2015 e março/2016 foi observado o maior incremento de cargas excedentes de sólidos suspensos totais. Após março/2016, destacam-se períodos em que não houve incremento de cargas devido ao desastre (trechos horizontais da curva) e aqueles em que foram observados incrementos – em geral que ocorrem nos períodos chuvosos. No período avaliado na estação RD019, estimou-se que cerca de $5,6 \cdot 10^6$ ton de sólidos suspensos totais foram excedentes, ou seja, foram aportes devido ao rompimento da barragem de Fundão.

A Figura 100 até a Figura 103 apresentam as cargas cumulativas excedentes de sólidos suspensos totais para as demais estações avaliadas (RD023, RD033, RD044 e RD053, respectivamente). O comportamento das curvas é bastante semelhante. Assim como foi observado na estação RD019, foram verificados os maiores excedentes de cargas entre novembro/2015 e março/2016, devido ao rompimento da barragem de Fundão.

Após março/2016, foram verificados períodos em que não houve incremento de cargas devido ao desastre (trechos horizontais da curva). Este comportamento foi observado nos períodos secos, indicando que as cargas nestes períodos estão se aproximando das cargas médias do período de linha-base. Nos períodos chuvosos, entretanto, foram observados incrementos de cargas em todas as estações avaliadas, indicando que as cargas nos períodos chuvosos são superiores as cargas médias de linha-base. Ao final do período avaliado, estimou-se que o excedente de cargas de sólidos suspensos totais provenientes do desastre foi de $10 \cdot 10^6$ ton, $9,3 \cdot 10^6$ ton, $6,9 \cdot 10^6$ ton e $8,5 \cdot 10^6$ ton, nas estações RD023, RD033, RD044 e RD053, respectivamente.

Portanto, os resultados aqui apresentados indicam que, durante os períodos chuvosos, ocorreu a ressuspensão do rejeito sedimentado ao longo do rio Doce que, por sua vez, foi transportado para regiões a jusante das estações avaliadas.

Figura 99 – Carga cumulativa excedente de sólidos suspensos totais na estação RD019.

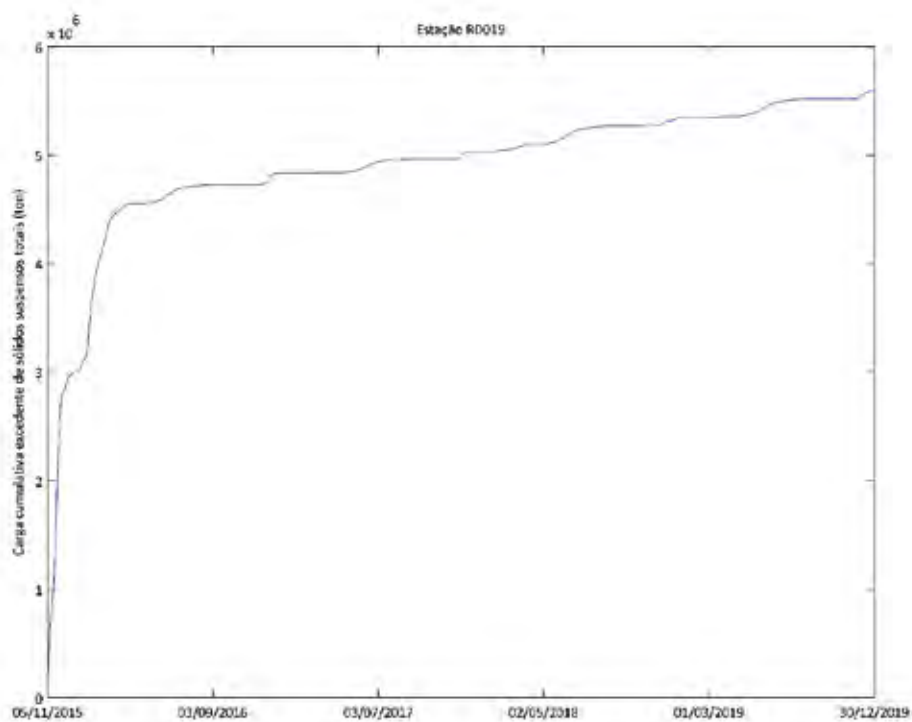


Figura 100 – Carga cumulativa excedente de sólidos suspensos totais na estação RD023.

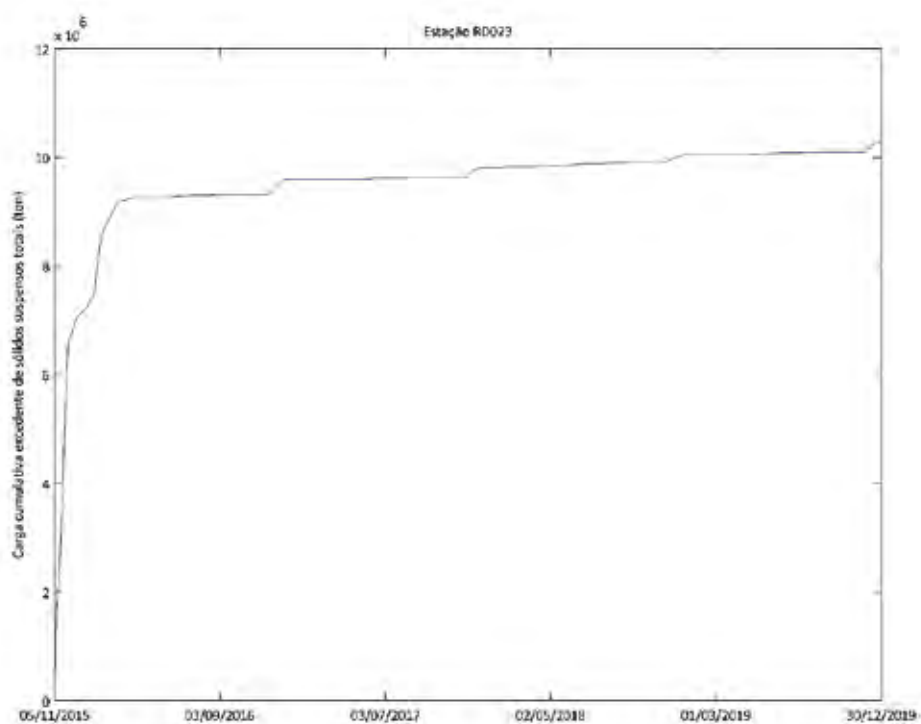


Figura 101 – Carga cumulativa excedente de sólidos suspensos totais na estação RD033.

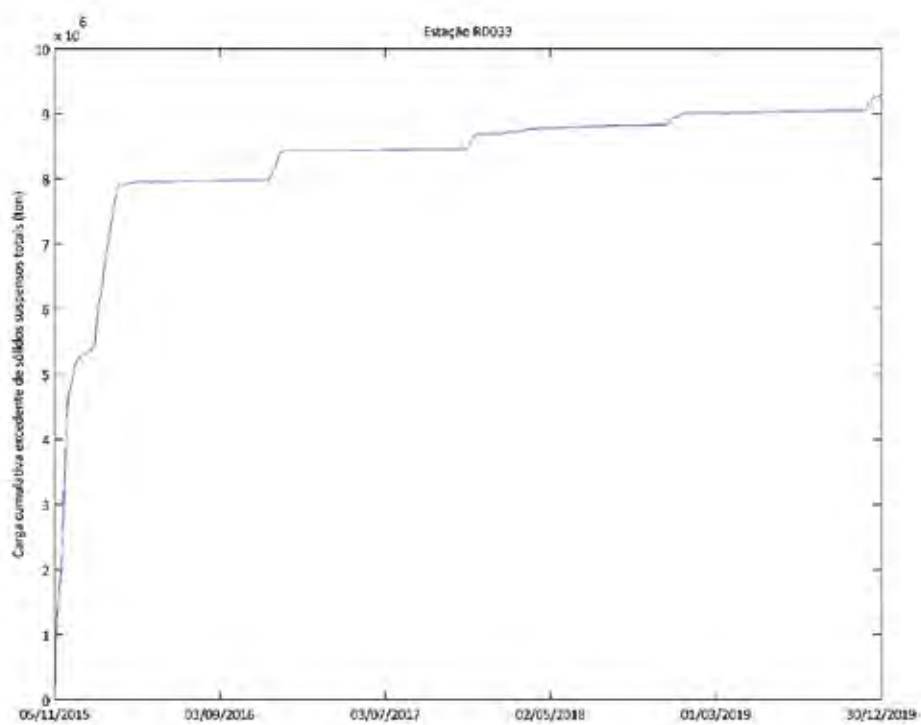


Figura 102 – Carga cumulativa excedente de sólidos suspensos totais na estação RD044.

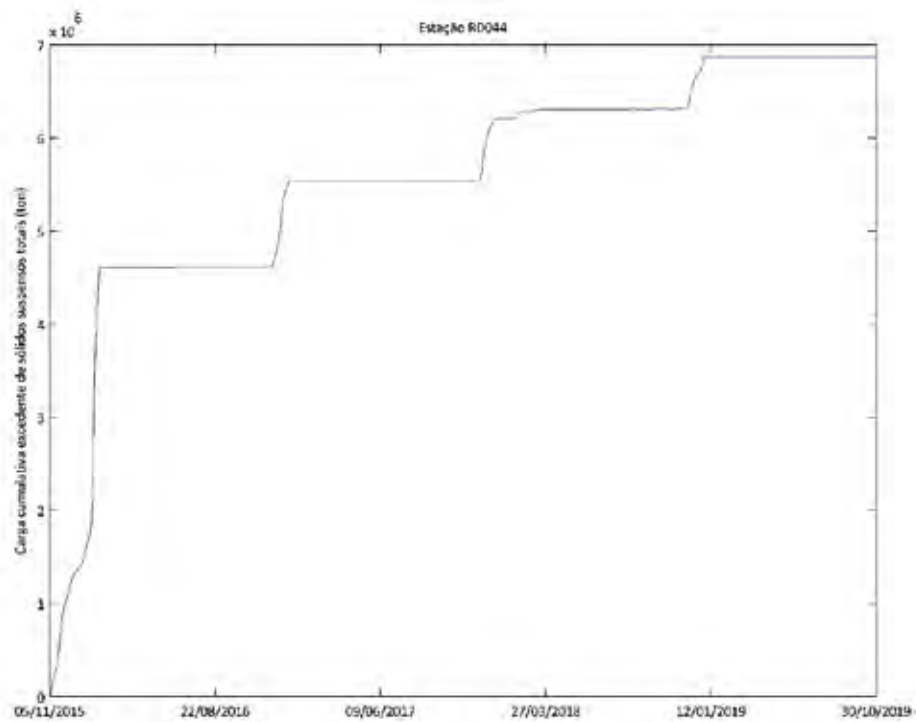
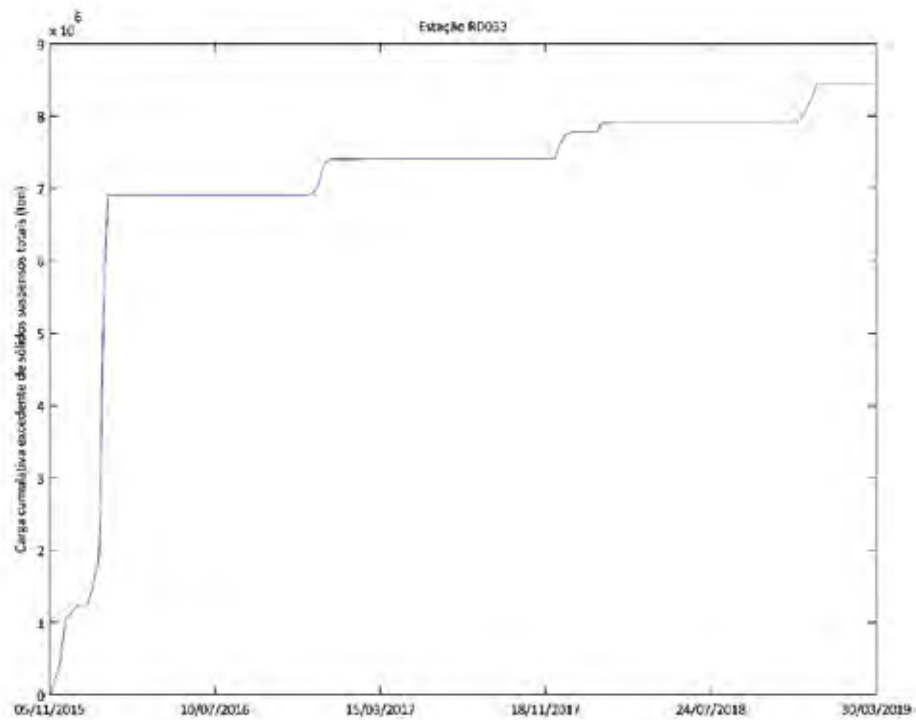


Figura 103 – Carga cumulativa excedente de sólidos suspensos totais na estação RD053.



Síntese dos resultados das cargas cumulativas excedentes

A Tabela 24 apresenta um resumo com as cargas excedentes devido ao desastre, estimadas no período da ocorrência do desastre até o ano de 2019 (por período e total), para os parâmetros de sólidos suspensos totais, ferro dissolvido, manganês total e alumínio dissolvido para as estações de monitoramento do rio Doce avaliadas neste relatório.

Tabela 24 – Resumo das cargas cumulativas excedentes entre a data de ocorrência do desastre e o final do ano de 2019 (por período) nas estações de monitoramento do rio Doce avaliadas neste relatório.

Sólidos suspensos totais (massa por período) (milhões de toneladas)	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
nov/2015-mar/2016	4,6	9,3	7,9	4,6	6,9
abr/2016-dez/2016	0,28	0,33	0,49	0,93	0,49
2017	0,2	0,22	0,26	0,67	0,38
2018	0,31	0,24	0,31	0,66	0,67
2019*	0,26	0,25	0,29	0,00037	0,0036
Total (milhões de toneladas)	5,6	10	9,3	6,9	8,4
Ferro dissolvido (massa por período) (ton)	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
nov/2015-mar/2016	1.115	1.659	2.251	1.195	2.351
abr/2016-dez/2016	162	369	371	215	648
2017	80	198	179	101	498
2018	256	373	459	493	1.582
2019*	168	321	305	82	135
Total (ton)	1.781	2.919	3.565	2.086	5.213
Manganês total (massa por período) (ton)	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
nov/2015-mar/2016	3.035	19.403	17.101	8.169	4.111
abr/2016-dez/2016	369	376	594	407	330
2017	224	219	291	252	228
2018	465	220	285	206	447
2019*	359	277	299	0	0
Total (ton)	4.454	20.495	18.570	9.033	5.116
Alumínio dissolvido (massa por período) (ton)	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
nov/2015-mar/2016	249	704	1.001	549	1.319
abr/2016-dez/2016	7	238	88	70	669
2017	6	145	38	29	484
2018	7	114	100	133	1.079
2019*	1	169	29	6	29
Total (ton)	270	1.370	1.255	787	3.580

*Nas estações RD044 e RD053, a massa dos parâmetros de qualidade da água foi estimada até os meses de outubro e março, respectivamente.

De acordo com a Tabela 24, os maiores aportes provenientes do rompimento da barragem de Fundão dos parâmetros avaliados ocorreram no período entre novembro/2015 e março/2016. Após esse período, houve uma redução da massa proveniente do desastre, entretanto, não foi verificado um padrão de diminuição da massa dos parâmetros ao longo do tempo, dadas as condições hidrológicas dos períodos avaliados.

As cargas excedentes de sólidos suspensos totais nas estações avaliadas variaram entre 5,6 milhões de toneladas e 10 milhões de toneladas. No caso de ferro dissolvido, as cargas excedentes variaram entre aproximadamente 1.780 ton e 5.200 ton. É importante destacar que apenas a fração dissolvida de ferro foi avaliada. Para manganês total, as cargas excedentes variaram de aproximadamente 4.450 ton a 20.500 ton. Finalmente, para alumínio, o qual apenas a fração dissolvida foi avaliada, as cargas variaram entre 270 ton e 3.580 ton.

Uma característica geral foi observada em todos os resultados de cargas cumulativas excedentes nas estações e para todos os parâmetros avaliados: nos períodos secos não houve carga excedente dos parâmetros, ou então, que as variações nesses períodos foram pequenas. Isso indica que as cargas nesses períodos se aproximaram das cargas de linha-base. Nos períodos chuvosos, por outro lado, foram observados excedentes de cargas, indicando que nesses períodos as cargas estimadas foram superiores ao que era observado no período de linha-base. Estes resultados indicam que ocorreu res-suspensão do rejeito sedimentado durante os períodos chuvosos e que tal processo, portanto, pode se repetir em períodos de cheias.

Apesar de a análise quali-quantitativa para o ano de 2019 não apresentar cargas superiores à carga máxima de linha-base, as estimativas de cargas excedentes mostraram que, mesmo em 2019, foram verificadas cargas excedentes (acima do que era observado em média no período de linha-base), conforme apresentado na Tabela 24.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente documento, deu-se continuidade à avaliação quali-quantitativa da água em estações de monitoramento do rio Doce, assim como realizado no relatório de Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), adicionando-se dados referentes ao ano de 2019. A análise foi realizada para cinco estações de monitoramento localizadas no rio Doce, localizadas a jusante da UHE Risoleta Neves e a montante da UHE Aimorés, no estado de Minas Gerais, haja vista a necessidade de estarem disponíveis para uma mesma estação tanto dados de qualidade de água como de vazão.

A partir das curvas de permanência, verificou-se que no ano de 2019 as cargas máximas de linha-base foram ultrapassadas para o parâmetro ferro dissolvido na estação RD033. Com relação às cargas limites, estas não foram ultrapassadas apenas para o parâmetro sólidos suspensos totais, nas estações RD044 e RD053. Ressalta-se que para essas estações não havia dados de vazão disponíveis para todo o ano de 2019, portanto, para a estimativa de cargas nessas estações não foi possível considerar o período completo.

É importante destacar também as vazões que ocorreram durante o monitoramento de qualidade da água no ano de 2019. De uma maneira geral, as maiores vazões – para as quais houve monitoramento de qualidade de água concomitante – estiveram próximas das vazões médias históricas em todas as estações (podendo ser superiores ou inferiores às vazões médias nas estações avaliadas). Portanto, nenhuma das cargas avaliadas neste relatório apresenta um caso de vazão elevada (ou próxima da vazão máxima na estação). Para destacar um exemplo, na estação RD019 a vazão máxima observada na série histórica foi de $2.323,30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, enquanto nas observações de qualidade da água do ano de 2019, a vazão máxima foi de $254,08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Isso se repetiu nas demais estações avaliadas. Ainda conforme o Apêndice D do Relatório dos Ambientes Aquáticos Continentais, as vazões apresentaram um tempo de retorno abaixo de 2 anos, o que indica vazões baixas para o ano de 2019.

Com relação à turbidez, de uma forma geral, no ano de 2019 para os dados disponíveis, nenhuma estação avaliada ultrapassou o respectivo valor máximo de turbidez de linha-base. Com relação ao limite legislado para classe 2 (100 UNT), por outro lado, todas as estações ultrapassaram o limite. Destaca-se que no item de Danos à Qualidade de Água, no qual foi avaliado um conjunto maior de estações, no entanto, foram sim registrados valores de turbidez que superaram os máximos históricos em outras estações de qualidade de água.

Com relação as estimativas de cargas excedentes devido à ocorrência do desastre, um comportamento similar foi observado, de uma forma geral, em todas as estações de monitoramento e parâmetros avaliados. Nos períodos secos, não foi observado um excedente de cargas ou então as variações nesses períodos foram pequenas. Isso é um indicativo de que as cargas na estação seca, no período do pós-desastre, se aproximam das cargas de linha-base. Nos períodos chuvosos, por outro lado, foram observados excedentes de cargas dos parâmetros avaliados, indicando que nesses períodos as cargas estimadas foram superiores ao que era observado no período de linha-base. Apesar de a análise quali-quantitativa para o ano de 2019 não apresentar cargas superiores à carga máxima de linha-base, as estimativas de cargas excedentes mostraram que, mesmo em 2019, foram verificadas cargas excedentes (acima do que era observado em média no período de linha-base).

Estes resultados indicam que ocorreu ressuspensão do rejeito sedimentado, ao longo do rio Doce, durante os períodos chuvosos e que tal processo, portanto, pode se repetir em períodos de cheias, principalmente considerando que os períodos avaliados, até então, tiveram períodos de retorno de vazões próximo de 2 anos.

MONITORAMENTO DE DANOS CAUSADOS AO SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Esse documento refere-se ao Relatório Suplementar do Monitoramento de Danos causados ao Saneamento Básico, notadamente no que tange ao abastecimento público de água para consumo humano. Desta forma, o presente relatório apresenta as informações que complementam a análise do referido dano, trazendo à tona dois pontos de importante compreensão para aprofundamento das discussões: a avaliação da qualidade da água para consumo humano nas legislações internacionais e os resultados das análises da água potável para as localidades atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão.

AVALIAÇÃO DAS NORMAS DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

INTRODUÇÃO

A água potável é tida como um conceito universal em todo o mundo, entretanto, as normas e os padrões de potabilidade nos diversos países variam em função de aspectos ambientais, como a qualidade das águas captadas, de aspectos sociais, culturais, econômicos e tecnológicos. Cada país deveria estabelecer padrões de potabilidade passíveis de aplicação, monitoramento, controle e vigilância, considerando suas particularidades, aspectos epidemiológicos, ensaios toxicológicos e de qualidade de água (FORTES; BARROCAS; KLIGERMAN, 2019).

No ano de 1956, a OMS lançou as primeiras diretrizes para padronização da qualidade de água para consumo, o *Standards of Drinking-Water Quality and Methods of Examination Applicable to European Countries*, com o objetivo de padronizar a divulgação dos analíticos. Após o lançamento dos padrões europeus, a OMS publicou, em 1958, a primeira edição do *International Standards for Drinking-Water*, destinado aos demais países. O documento estabelecia os padrões mínimos de qualidade para o abastecimento doméstico, além de determinar em seu bojo os métodos adequados para a análise. A estratégia adotada pela OMS era de estimular outros países a melhorar a qualidade da água ofertada. Entretanto, observava-se um distanciamento entre os padrões adotados como ‘europeus’ e os chamados ‘padrões internacionais’: os internacionais estabeleciam padrões mínimos, passíveis de serem alcançados, inclusive, por países em desenvolvimento; ao passo que os europeus, em função do aparato econômico e tecnológico, apresentavam padrões mais rigorosos. Após três edições do *International Standards for Drinking-Water*, os padrões internacionais deram lugar, em 1983, ao *Guidelines for Drinking Water Quality* (GDWQ), que unificou as recomendações relativas à qualidade da água para consumo humano, sem distinguir os países em função de aparato econômico e tecnológico. A quarta e última edição foi publicada em 2011, tendo sido reeditada em 2017, quando além de estabelecer diretrizes para padrões microbiológicos, químicos, radioativos e organolépticos, trouxe em seu bojo metas de proteção à saúde das populações, priorizando aspectos referentes à gestão da qualidade da água diante das mudanças climáticas e situação de escassez (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2011).

NORMATIVAS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Em 1974, o Congresso Norte Americano aprovou o *Safe Drinking Water Act* – SDWA (Lei de água de consumo seguro), correspondente da norma de potabilidade do Ministério da Saúde Brasileiro. O SDWA estabeleceu valores máximos e mínimos para uma série de compostos orgânicos e inorgânicos na água de abastecimento; e, à medida que as técnicas laboratoriais foram sendo aprimoradas, novos valores máximos permitidos foram sendo estabelecidos – a lei prevê revisão a cada seis anos. Atualmente, o SDWA é administrado pela *United States Environmental Protection Agency* (Usepa), que tem adotado duas categorias de padrão de potabilidade: o *National Primary Drinking Water Regulation* (NPDWR), composto por padrões referentes aos contaminantes que possam representar risco à saúde e tem caráter obrigatório. A esses parâmetros, somam-se o estabelecimento das técnicas e tratamento aplicáveis para alcance dos valores estabelecidos; e o *National Secondary Drinking Water Regulation* (NSDWR), que não se trata de um padrão normativo compulsório, e, sim, de diretrizes sobre as substâncias que podem produzir impactos estéticos e organolépticos, podendo ou não ser adotados como recomendação pelos Estados (USEPA, 2018).

No Canadá, o estabelecimento do padrão de potabilidade é de responsabilidade da *Environmental Health Directorate of Health Canada* (HEALTH CANADA, 2001). Já as diretrizes do guia Australiano foram realizadas pela *National Water Quality Management Strategy* em 2005 e atualizado em 2017 (NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL, 2011). O Canadá e a Austrália são um dos poucos países no mundo que não seguem as recomendações da OMS de que haja legislação nacional juridicamente vinculadas aos padrões de qualidade da água, isto é, ambos possuem um guia nacional, porém essas diretrizes são arbitrariamente aplicáveis por cada governante (DUNN, BAKKER E HARRIS, 2014).

A União Europeia possui um guia diretivo de qualidade da água baseado nas normativas da OMS, sendo essa atualizada a cada 5 anos. Em 2015 o conselho da UE aprovou o *Drinking Water Parameter Cooperation Project*, cujo principal objetivo foi de fornecer informação e base para os países pertencentes ao bloco. Assim, o Reino Unido e a Espanha possuem sua própria regulamentação baseados nessa diretiva, sendo esses respectivamente: *The Water Supply Regulation* e *Real Decreto 140/2003*.

No Brasil, a Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde, em seu Anexo XX, dispõe sobre o ‘controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade’, define, entre outros objetivos, garantir que procedimentos de tratamento executados nos chamados sistemas de abastecimento cumpram sua finalidade (BRASIL, 2017). As normas dos EUA juntamente com as diretrizes elaboradas pela OMS têm servido como referência para a formulação ou atualização de normas de qualidade da água em todo o mundo, inclusive na legislação brasileira, como exposto no artigo 22 da atual portaria 5/2017.

A Tabela 25 traz de forma sintetizada a regulamentação e o órgão competente desses países acima descritos, assim como o guia mais recente publicado pela OMS. É importante salientar que apesar de existir um valor padrão para cada elemento presente na água, fornecido pela OMS, cada país adota sua própria legislação, levando em consideração as variações ambientais de cada região. O padrão de potabilidade brasileiro é analisado e comparado em conjunto com outros que são referências no mundo, para fins de evolução e aperfeiçoamento.

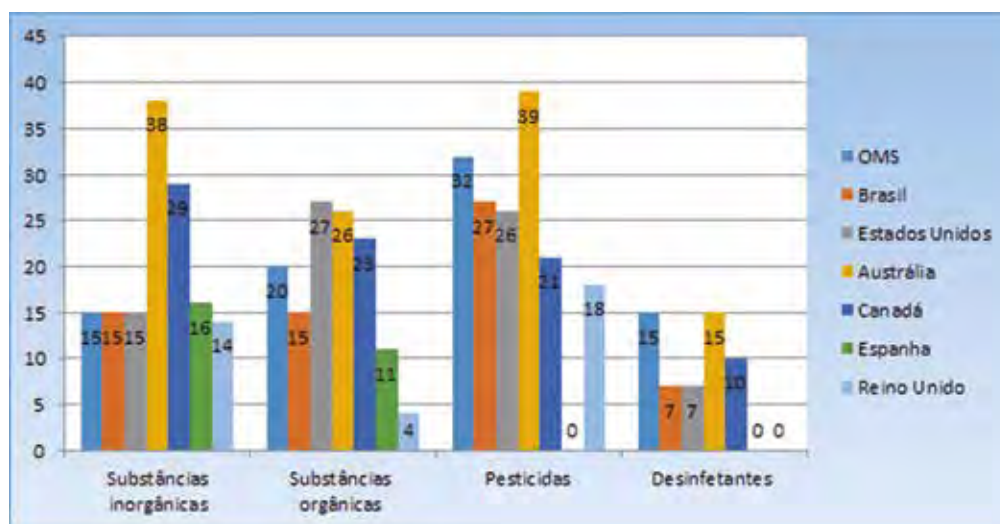
Tabela 25 – Países selecionados para quadro comparativo e suas respectivas normas e órgãos responsáveis pela qualidade da água.

Regulamentação e Instituição responsável	
OMS Brasil	<i>Guidelines for Drinking Water Quality</i> . (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2011). Portaria MS nº 5/2017 (BRASIL, 2017).
Estados Unidos	<i>Safe Drinking Water Act- SDWA</i> (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2009).
Austrália	<i>Australian Drinking Water Guidelines Version 3.4</i> (NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL, 2011).
Canadá	<i>Guidelines for Canadian drinking water quality</i> (HEALTH CANADA, 2011).
Reino Unido	<i>The Water Supply Regulation</i> (UK LEGISLATION, 2018).
Espanha	<i>Real Decreto 140/2003</i> (MINISTERIO DE SANIDAD, CONSUMO Y BIENESTAR SOCIAL, 2003).

Fonte: O autor (2020).

As normativas de qualidade da água são organizadas de várias maneiras diferentes de acordo com a legislação de cada país, entretanto, para comparação, foi adotada a estrutura utilizada na normativa brasileira: substâncias e parâmetros que trazem de alguma forma riscos para à saúde pública. Na Figura 104, apresenta-se uma síntese comparativa entre o número de parâmetros componentes do padrão de potabilidade nos Guias da OMS e de diversos outros países do mundo. Esse agrupamento foi feito considerando-se substâncias químicas inorgânicas, orgânicas, pesticidas e desinfetantes e produtos secundários da desinfecção.

Figura 104 – Comparação entre o número de parâmetros de substâncias químicas inorgânicas, orgânicas, pesticidas e desinfetantes e produtos secundários da desinfecção dos países selecionados.



Fonte: O autor (2020).

Como apresentado no gráfico, o número de substâncias regulamentadas nos guias varia de acordo com cada país. A Austrália e o Canadá possuem um número muito maior de parâmetros quando comparadas com outros países, até mesmo que o guia da OMS, isso porque ambos não possuem uma legislação nacional regulamentada, e sim um guia base. De acordo com Boyd (2006), o guia canadense possui mais parâmetros regulamentados, porém, os mesmos com valores de concentrações máximas abaixo das outras normativas.

Já a Espanha e o Reino Unido, como é possível ver na Figura 104, possuem parâmetros bem abaixo da média, isso porque a União Europeia dispõe da sua própria diretiva, também baseada na OMS, mas os padroniza como parâmetros em massa, diferente das outras legislações que consideram cada substância individualmente (WALCHER e BORMANN, 2015). Além disso, a União Europeia não estabelece diretrizes específicas para pesticidas individuais, mas usa uma diretriz específica bem abaixo de quase todas as diretrizes canadenses para concentrações aceitáveis de pesticidas na água. O Canadá não possui limite comparável, o que significa que os canadenses podem ser expostos a combinações de vários pesticidas na água potável em níveis que seriam ilegais em Europa (BOYD, 2006).

Embora o Brasil não se destaque frente aos outros países, a última portaria consolidada possui a maioria de seus parâmetros respeitando as recomendações da OMS. No Quadro 1 e Quadro 2 é possível visualizar algumas das substâncias químicas e seus respectivos valores máximos permitidos (VMPs) de acordo com cada legislação.

Quadro 1 - Comparativo internacional de concentrações máximas de substâncias inorgânicas em água potável.

(mg/L)	Brasil	WHO	Estados Unidos	Canadá	Espanha	Reino Unido	Austrália
Antimônio	0,005	0,02	0,006	0,006	0,005	0,005	0,003
Arsênio	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Bário	0,7	1,3	2	1	-	-	0,7
Cádmio	0,005	0,003	0,005	0,005	0,005	0,005	0,002
Chumbo	0,01	0,01	0,015	0,005	0,01	0,01	0,01
Cianeto	0,07	0,17	0,2	0,2	0,05	0,05	0,08
Cobre	2	2	1,3	2	2	2	2
Cromo	0,05	0,05	0,1	0,05	0,05	0,05	0,05
Fluoreto	1,5	1,5	4	1,5	1,5	1,5	1,5
Mercúrio	0,001	0,0006	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001
Níquel	0,07	0,07	-	-	0,02	0,02	0,02
Nitrato (como N)	10	50	10	10	50	50	50
Nitrito (como N)	1	3	1	1	0,5	0,5	3
Selênio	0,01	0,004	0,05	0,05	0,01	0,01	0,01
Urânio	0,03	0,03	0,03	0,02	-	-	0,017

*Para tratamento de água de larga escala: 0,1mg/l; para baixa escala: 0,2mg/l.

(-) Significa que não existe padrão regulamentado para tal parâmetro.

Fonte: O autor (2020).

Quadro 2 - Comparativo internacional de concentrações máximas de substâncias orgânicas e organolépticas em água potável.

	Brasil	WHO	Estados Unidos	Canadá	Espanha	Reino Unido	Austrália
Alumínio (mg/L)	0,2	0,1 ou 0,2*	0,05	0,1	0,2	0,2	0,2
Amônia (mg/L)	1,5	1,5	-	-	0,5	0,005	0,5
Cloreto (mg/L)	250	-	250	250	250	250	250
Cor aparente (uH)	15	-	15	15	15	20	15
1,2 diclorobenzeno (mg/L)	0,01	1	0,075	0,2	-	-	1,5
1,4 diclorobenzeno (mg/L)	0,03	0,3	0,07	0,005	-	-	0,04
Dureza Total (mg/L)	500	-	-	-	-	-	-
Etilbenzeno (mg/L)	0,2	0,3	0,7	0,14	-	-	0,3
Ferro (mg/L)	0,3	-	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3
Gosto e Odor (intensidade)	6	-	3	-	-	-	-
Manganês (mg/L)	0,1	0,1	0,05	0,12	0,5	0,5	0,5
Monoclorobenzeno (mg/L)	0,12	0,5	0,1	0,08	-	-	-
Sódio (mg/L)	200	50	-	200	200	200	180
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	1000	1000	500	500	-	-	600
Sulfato (mg/L)	250	-	250	500	250	-	250
Sulfeto de hidrogênio (mg/L)	0,1	-	-	-	-	-	0,05
Surfactantes (como LAS) (mg/L)	0,5	-	-	-	-	-	-
Tolueno (mg/L)	0,17	0,7	1	0,06	-	-	0,8
Turbidez (uT)	5	-	5	0,3	1	4	5
Zinco (mg/L)	5	-	5	5	-	-	3
Xilenos (mg/L)	0,3	0,5	10	0,09	-	-	0,6

*Para tratamento de água de larga escala: 0,1mg/l; para baixa escala: 0,2mg/l.

(-) Significa que não existe padrão regulamentado para tal parâmetro.

Fonte: O autor (2020).

No Quadro 1 e Quadro 2, os elementos que se encontram destacados são as substâncias que foram analisadas no relatório de diagnóstico de danos do rio Doce (BRASIL (MPF)/LACTEC (2020c)), que tanto podem estar presentes devido à natureza geológica como em decorrência de atividades antrópicas diversas ao longo da bacia hidrográfica do mesmo. Desses seis parâmetros evidenciados, apenas dois países apresentam valores acima do guia sugerido pela OMS, como é o caso dos Estados Unidos que possui VMPs do elemento chumbo de 0,15mg/L enquanto a OMS 0,1mg/L. Já o Canadá apresenta em seu guia um valor de 0,12mg/L para o chumbo, e a OMS 0,1mg/L.

O guia da OMS não propõe valor máximo para o Ferro, como é possível observar no Quadro 2, ainda assim, todos os países estudados para comparação apresentam valores variando entre 0,2 e 0,3mg/L. O mesmo é visto para o elemento Zinco, onde no guia da OMS orienta-se que não é necessário um padrão formal, embora não recomendem valores acima de 3mg/L. Desse modo, apenas o guia australiano está dentro do limite recomendado.

Quanto à frequência de monitoramento operacional, o mesmo varia de acordo com a natureza da medida de controle - por exemplo, é possível verificar a integridade estrutural mensalmente ou anualmente, monitorar a turbidez on-line ou com muita frequência. O mesmo vale para os resíduos desinfetantes que podem ser monitorados em vários pontos, diariamente ou continuamente on-line. Se o monitoramento mostrar que um limite não atende às especificações, existe o potencial de a água ser ou tornar-se insegura. O objetivo é o monitoramento oportuno das medidas de controle, com um plano de amostragem com base lógica, para evitar o fornecimento de água potencialmente perigosa (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2011).

Quadro 3 - Frequência de amostragem.

País	Tipo	Turbidez	Alumínio	Chumbo	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
Brasil	Superficial	A cada 2 horas	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral
	Subterrânea	2x por semana	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral
Estados Unidos	Superficial	A cada 4 horas	Trimestral	Trimestral	Trimestral	Trimestral	Trimestral	Trimestral
	Subterrânea	-	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral
Canadá	Superficial	Diário	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual
Espanha	Superficial	Varia de acordo com a substância a ser analisada e o volume de água tratado.						
Reino Unido	Superficial	Varia de acordo com a substância a ser analisada e o volume de água tratado.						
Austrália	Superficial	Mensal	Semanal	Quadri-mestral	Semanal	Semanal	Semanal	Quadri-mestral

Fonte: O autor (2020).

Como sugerido pela OMS, existe uma necessidade mínima de frequência em que devem ser feitas as amostragens dos parâmetros, o Quadro 3 apresenta as substâncias analisadas no Relatório de Diagnóstico de danos (BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c)) e a turbidez, visto que esta deve ser monitorada com maior periodicidade. Alguns países apresentam em seu guia uma quantidade mínima em que tais operações devem ser seguidas, como é o caso do Canadá, que estipula que seja realizado uma amostragem no mínimo anual dos elementos químicos, e diário no caso da turbidez, cabendo as províncias cumpri-las e aperfeiçoá-las se necessário. A Austrália segue o mesmo padrão de normativa. Já a Espanha e o Reino Unido apontam que a frequência mínima adotada para análise deve seguir de acordo com a substância a ser analisada e o volume de água tratado, podendo variar para maior frequência em regiões populosas e, consequentemente, menor para locais menos habitados.

Outra diferença nessas normativas é que algumas delas apresentam a frequência de amostragem tanto para manancial superficial como para subterrânea, como no Brasil e nos Estados Unidos. Dentre as legislações aqui usadas para comparação, o Brasil se mostra mais eficiente quanto a medição de turbidez, porém deixa a desejar quanto a amostragem de parâmetros químicos, que é realizada semestralmente, no caso de manancial superficial. Dessas mesmas substâncias e tipologia, os Estados Unidos fazem medição trimestralmente e a Austrália varia de semanalmente a quadrimestralmente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O acesso à água potável é importante como uma questão de saúde e desenvolvimento nos níveis nacional, regional e local. Em algumas regiões, foi demonstrado que investimentos no abastecimento de água e no saneamento podem gerar benefícios econômicos, visto que as reduções desses efeitos na saúde e nos custos de assistência médica superam os custos em realizar esses investimentos. A experiência também mostrou que intervenções para melhorar o acesso à água potável favorecem especialmente os mais pobres, seja em áreas rurais ou urbanas, que pode ser uma parte eficaz em estratégias de redução da pobreza (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2011).

Nesse relatório foi realizado uma análise comparativa sobre normativas de potabilidade de água entre países de localidades distintas, afim de relacioná-los com a legislação brasileira. Foi visto que todos esses países seguem o mesmo, ou quase, padrão sugerido pela OMS, alguns de forma direta e outros indireta. Desses, a Austrália e o Canadá destacaram-se por apresentar maior número de parâmetros regulamentados, já a Espanha e o Reino Unido o contrário, visto que ambos seguem o guia europeu, que faz a padronização de alguns parâmetros, como de pesticidas.

Em uma análise comparativa, ainda que bastante superficial, percebem-se grandes diferenças entre o padrão de potabilidade físico-químico dos vários países, em termos de número de parâmetros e respectivos VMPs. Observam-se menores discrepâncias em termos de número de substâncias inorgânicas regulamentadas que afetam a saúde e a aceitação para consumo, visto que a maioria segue os padrões sugeridos pelo guia da OMS. Por outro lado, verificam-se discrepâncias bem maiores em relação ao número de substâncias orgânicas e organolépticas. Dos parâmetros analisados, a legislação brasileira apresenta quase todas as substâncias inorgânicas e orgânicas com VMPs coincidentes ou abaixo dos Guias da OMS.

Quanto à frequência de amostragem, a OMS sugere que essa seja feita com certa regularidade, com o objetivo de fornecer água potável e de qualidade à população. Desses, a normativa estadunidense apresenta maior frequência de coleta e análise de substâncias prejudiciais à saúde humana, com monitoramento realizado a cada três meses. Ao contrário dos norte-americanos, o Brasil realiza amostragem semestralmente, o dobro, quando comparado com análises em manancial do tipo superficial.

A partir deste relatório é possível concluir que a normativa brasileira de qualidade de água segue a maioria dos padrões propostos pelo guia da OMS, porém não se destaca como um dos melhores. Existem vários pontos a serem melhorados, como aumentar a frequência de amostragem e de fiscalização.

MONITORAMENTO DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

LOCALIDADES AVALIADAS

Entre os 39 municípios que margeiam os rios afetados (rio Gualaxo do Norte, rio do Carmo e rio Doce) pela passagem da onda de rejeitos proveniente do rompimento da barragem de Fundão, 13 tiveram seus sistemas de abastecimento inviabilizados, pois possuíam captação ativa nestes rios no

momento do desastre ou então tiveram seus sistemas de tratamento soterrados pelo volume liberado de rejeitos de mineração.

Em virtude deste aporte de rejeitos aos corpos hídricos, as captações de água bruta para abastecimento público foram interrompidas pelos prestadores de serviços devido à dificuldade de tratamento da água pelos sistemas convencionais ou impossibilidade de captação da água. Desta forma, os parâmetros de qualidade da água para consumo humano foram avaliados nas seguintes localidades impactadas conforme disponível na Tabela 26.

Tabela 26 – Localidades que tiveram seus sistemas de abastecimento impactados em decorrência do rompimento da barragem de Fundão.

Município	Localidade	Operador	Pop. Abastecida (habitantes)
Barra Longa	Distrito de Gesteira	Prefeitura	N/D ⁽²⁾
Belo Oriente	Distrito de Perpétuo Socorro	COPASA	21.600
Periquito	Distrito de Pedra Corrida	COPASA	4.951
Alpercata	Sede Municipal	COPASA	4.648
Gov. Valadares	Sede Municipal	SAAE	279.604
Gov. Valadares	Distrito de São Vitor	SAAE	N/D ⁽²⁾
Galiléia	Sede Municipal	SAAE	4.002
Tumiritinga	Sede Municipal	SAAE	N/D ⁽²⁾
Tumiritinga	Distrito de São Tomé do Rio Doce	Prefeitura	N/D ⁽²⁾
Resplendor	Sede Municipal	COPASA	10.897
Itueta	Sede Municipal	COPASA	3.190
Aimorés	Distrito de Santo Antônio do Rio Doce	SAAE	19.821
Baixo Guandu	Sede Municipal	SAAE	31.467
Baixo Guandu	Distrito de Mascarenhas	SAAE	N/D ⁽²⁾
Colatina	Sede Municipal	SANEAR	115.107
Colatina	IFES de Itapina	SANEAR	N/D ⁽²⁾
Linhares	Sede Municipal	SAAE	163.662
Linhares	Distrito de Regência	SAAE	N/D ⁽²⁾

⁽¹⁾ Fonte: Adaptado de SNIS (2015) – valor referente a toda a população do município;

⁽²⁾ Informação não disponível.

PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

A água potável deve atender a critérios rígidos de qualidade, ou seja, não deve conter elementos nocivos à saúde humana e nem possuir odor, sabor ou aparência desagradável (TSUTIYA, 2006). Desta forma, a qualidade de água para consumo humano deve atender às exigências da Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017, que estabelece valores máximos permitidos para parâmetros microbiológicos, como coliformes totais; físico-químicos, como turbidez; e outros compostos que podem representar riscos à saúde humana, como metais e compostos orgânicos (BRASIL, 2017). A Tabela 27 e a Tabela 28 apresentam os principais parâmetros de qualidade da água para consumo humano e seus valores máximos permitidos.

Tabela 27 – Padrão microbiológico para a água para consumo humano.

Parâmetro	VMP (Valor Máximo Permitido)
Água para consumo humano – <i>Escherichia coli</i>	Ausência em 100 mL
Água tratada na saída do tratamento – Coliformes totais	Ausência em 100 mL
Água tratada no sistema de distribuição (reservatórios e rede) – <i>Escherichia coli</i>	Ausência em 100 mL
Água tratada no sistema de distribuição ⁽¹⁾ (reservatórios e rede) – Coliformes totais	Apenas uma amostra, entre as amostras examinadas no mês, poderá apresentar resultado positivo
Água tratada no sistema de distribuição ⁽²⁾ (reservatórios e rede) – Coliformes totais	Apenas uma amostra, entre as amostras examinadas no mês, poderá apresentar resultado positivo

⁽¹⁾ Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem menos de 20.000 habitantes;

⁽²⁾ Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem a partir de 20.000 habitantes.

Tabela 28 – Padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde.

Parâmetro	VMP	Unidade
INORGÂNICOS		
Antimônio	0,005	mg/L
Arsênio	0,01	mg/L
Bário	0,7	mg/L
Cádmio	0,005	mg/L
Chumbo	0,01	mg/L
Cianeto	0,07	mg/L
Cobre	2	mg/L
Cromo	0,05	mg/L
Fluoreto	1,5	mg/L
Mercúrio	0,001	mg/L
Níquel	0,07	mg/L
Nitrato (como N)	10	mg/L
Nitrito (como N)	1	mg/L
Selênio	0,01	mg/L
Urânio	0,03	mg/L
ORGÂNICOS		
Acrilamida	0,5	µg/L
Benzeno	5	µg/L
Benzo[a]pireno	0,7	µg/L
Cloreto de Vinila	2	µg/L
1,2 Dicloroetano	10	µg/L
1,1 Dicloroetano	30	µg/L
1,2 Dicloroetano (cis + trans)	50	µg/L
Diclorometano	20	µg/L
Di(2-etilhexil) ftalato	8	µg/L
Estireno	20	µg/L
Pentaclorofenol	9	µg/L
Tetracloroeto de Carbono	4	µg/L
Tetracloroetano	40	µg/L

Parâmetro	VMP	Unidade
Triclorobenzenos	20	µg/L
Tricloroeteno	20	µg/L
AGROTÓXICOS		
2,4 D + 2,4,5 T	30	µg/L
Alaclor	20	µg/L
Aldicarbe + Aldicarbessulfona +Aldicarbessulfóxido	10	µg/L
Aldrin + Dieldrin	0,03	µg/L
Atrazina	2	µg/L
Carbendazim + benomil	120	µg/L
Carbofurano	7	µg/L
Clordano	0,2	µg/L
Clorpirifós + clorpirifós-oxon	30	µg/L
DDT+DDD+DDE	1	µg/L
Diuron	90	µg/L
Endossulfan (a b e sais)	20	µg/L
Endrin	0,6	µg/L
Glifosato + AMPA	500	µg/L
Lindano (gama HCH)	2	µg/L
Mancozebe	180	µg/L
Metamidofós	12	µg/L
Metolacoloro	10	µg/L
Molinato	6	µg/L
Parationa Metílica	9	µg/L
Pendimentalina	20	µg/L
Permetrina	20	µg/L
Profenofós	60	µg/L
Simazina	2	µg/L
Tebuconazol	180	µg/L
Terbufós	1,2	µg/L
Trifluralina	20	µg/L
DESINFETANTES E PRODUTOS SECUNDÁRIOS DA DESINFECÇÃO		
Ácidos haloacéticos total	0,08	mg/L
Bromato	0.01	mg/L
Clorito	1	mg/L
Cloro residual livre	5	mg/L
Cloraminas Total	4,0	mg/L
2,4,6 Triclorofenol	0,2	mg/L
Trihalometanos Total	0,1	mg/L

A turbidez e a cor são os principais parâmetros físicos analisados na qualidade da água potável pois refletem, respectivamente, as substâncias em suspensão e as dissolvidas neste meio. Desta forma, conforme a Portaria, o valor de cor aparente deve ser mantido abaixo de 15 uH (Unidade Hazen) e a turbidez para a água após a filtração (ou antes da desinfecção) deve ser mantida conforme definido na Tabela 29.

Tabela 29 – Padrão de turbidez para a água após etapa de filtração.

Etapa do tratamento da água	VMP
Desinfecção (para águas subterrâneas)	1,0 UNT em 95% das amostras
Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	0,5 UNT em 95% das amostras
Filtração lenta	1,0 UNT em 95% das amostras

Para manter a qualidade microbiológica da água após a desinfecção, deve-se manter um teor mínimo de cloro residual livre de 0,5 mg/L na saída do sistema de abastecimento, sendo obrigatória a manutenção de, no mínimo, 0,2 mg/L em qualquer ponto da rede de distribuição. O procedimento para a cloração da água pode ser verificado nos Anexos 4, 5 e 6 do Anexo XX Portaria de Consolidação nº 5.

Além disso, a água para o consumo humano deve estar dentro dos padrões organolépticos de potabilidade (Tabela 30), de radioatividade (Tabela 31) e de cianotoxinas (Tabela 32).

Tabela 30 – Padrão organoléptico de potabilidade para consumo humano.

Parâmetro	Unidade	VMP
Alumínio	mg/L	0,2
Amônia (como NH ₃)	mg/L	1,5
Cloreto	mg/L	250
Cor Aparente	uH	15
1,2 diclorobenzeno	mg/L	0,01
1,4 diclorobenzeno	mg/L	0,03
Dureza total	mg/L	500
Etilbenzeno	mg/L	0,2
Ferro	mg/L	0,3
Gosto e odor	Intensidade	6
Manganês	mg/L	0,1
Monoclorobenzeno	mg/L	0,12
Sódio	mg/L	200
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	1000
Sulfato	mg/L	250
Sulfeto de hidrogênio	mg/L	0,1
Surfactantes (como LAS)	mg/L	0,5
Tolueno	mg/L	0,17
Turbidez	UNT	5
Zinco	mg/L	5
Xilenos	mg/L	0,3

Tabela 31 – Padrão de radioatividade da água para consumo humano.

Parâmetro	Unidade	VMP
Rádio-226	Bq/L	1
Rádio-228	Bq/L	0,1

Tabela 32 – Padrão de cianotoxinas da água para consumo humano.

Parâmetro	Unidade	VMP
Microcistinas	µg/L	1,0
Saxitoxinas	µg equivalente STX/L	3,0

A quantidade mínima de amostras de água a serem coletadas para análise, bem como a frequência de amostragem, conforme disposto no Anexo 12 do Anexo XX da Portaria de Potabilidade podem ser visualizadas no Quadro 4, a seguir.

Quadro 4 - Número mínimo de amostras e frequência para o controle da qualidade da água de sistema de abastecimento.

ANEXO 12 DO ANEXO XX – ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E DE RADIOATIVIDADE						
Saída do Tratamento			Sistema de distribuição (reservatórios e redes)			
Parâmetro	Tipo de Manancial	Nº Amostras	Frequência	Número de amostras		Frequência
				População abastecida		
				<50.000 hab.	50.000 a 250.000 hab.	50.000 a 250.000 hab. >250.000 hab.
Cor	Superficial	1	A cada 2 horas	10	1 para cada 5 mil hab.	40 + (1 para cada 25 mil hab.) Mensal
	Subterr.	1	Semanal	5	1 para cada 10 mil hab.	20 + (1 para cada 50 mil hab.) Mensal
Turbidez, Cloro Residual Livre ⁽¹⁾ , Cloraminas ⁽¹⁾ , Dióxido de Cloro ⁽¹⁾	Superficial	1	A cada 2 horas	Conforme § 3º do Artigo 41		
	Subterr.	1	2 vezes por semana	Conforme § 3º do Artigo 41		
pH e fluoreto	Superficial	1	A cada 2 horas	Dispensada a análise		
	Subterr.	1	2 vezes por semana	Dispensada a análise		
Gosto e odor	Superficial	1	Trimestral	Dispensada a análise		
	Subterr.	1	Semestral	Dispensada a análise		
Cianotoxinas			Semanal	Dispensada a análise		
	Superficial	1	quando nº de cianobactérias 20.000 células/mL	Dispensada a análise		

ANEXO 12 DO ANEXO XX – ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E DE RADIOATIVIDADE

Produtos secundários da desinfecção	Superficial	1	Trimestral	1 ⁽²⁾	4 ⁽²⁾	4 ⁽²⁾	Trimestral
	Subterr.	Dispensada a análise	Dispensada a análise	1 ⁽²⁾	1 ⁽²⁾	1 ⁽²⁾	Semestral
Demais parâmetros ^{(3)/(4)}	Superficial ou Subterr.	1	Semestral	1 ⁽⁵⁾	1 ⁽⁵⁾	1 ⁽⁵⁾	Semestral

⁽¹⁾ Análise exigida de acordo com o desinfetante utilizado;

⁽²⁾ As amostras devem ser coletadas, preferencialmente, em pontos de maior tempo de detenção da água no sistema de distribuição;

⁽³⁾ A definição da periodicidade de amostragem para o quesito de radioatividade será definida após o inventário inicial, realizado semestralmente no período de 2 anos, respeitando a sazonalidade pluviométrica;

⁽⁴⁾ Para agrotóxicos, observar o disposto no parágrafo 5º do artigo 41;

⁽⁵⁾ Dispensada análise na rede de distribuição quando o parâmetro não for detectado na saída do tratamento e, ou, no manancial, à exceção de substâncias que potencialmente possam ser introduzidas no sistema ao longo da distribuição.

AVALIAÇÃO DE DESCONFORMIDADES

A avaliação das desconformidades em relação à água para o consumo humano foi realizada no decurso de dois períodos distintos: através dos laudos de qualidade da água emitidos por laboratórios contratados pela Samarco/Fundação Renova entre os anos de 2015 e 2018 e por meio dos laudos obtidos através do Plano de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano (PMQACH) entre as datas de 17/06/2019 e 16/11/2020. Em virtude desses dois períodos possuírem metodologias de coleta e avaliação dos parâmetros diferentes, os resultados das desconformidades encontradas para a água para consumo humano foram apresentados em gráficos diferentes.

Para o acompanhamento da qualidade dos mananciais utilizados para captação de água para abastecimento público, a Câmara Técnica de Saúde (CT-Saúde) criou o Plano de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano (PMQACH), com o intuito de monitorar o fornecimento de água para consumo humano. O PMQACH realiza o acompanhamento através de boletins trimestrais de 43 pontos em Sistemas de Abastecimento de Água (SAA), 40 pontos em Solução Alternativa Coletiva (SAC) e 233 localidades abastecidas por Soluções Alternativas Individuais (SAI) dos municípios afetados pelo rompimento da barragem de Fundão. O monitoramento realizado pelo PMQACH tem por objetivo principal verificar se a água distribuída para a população está de acordo com os parâmetros de potabilidade estabelecidos na Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde.

Devido à esta escassez de resultados dos operadores do sistema e para a realização de uma abordagem mais fiel à realidade, optou-se pela avaliação dos resultados da qualidade da água para consumo humano contratados pela Samarco/Fundação Renova (Primeiro período) e PMQACH (Segundo período). O número de análises para cada ETA para o primeiro período avaliado (entre 2015 e 2018) e para o segundo período (entre 2019 e 2020) encontram-se no Quadro 5.

É importante ressaltar que das 13 localidades impactadas (Tabela 26) não foi avaliada a qualidade da água para os distritos de Gesteira e São Tomé do Rio Doce, e as localidades de Linhares, em virtude da ausência de laudos de qualidade da água para estes sistemas de abastecimento. Além disso, muitos laudos não contemplam totalmente a lista de parâmetros da Portaria do Ministério da Saúde, portanto, para algumas substâncias, foram realizados menos ensaios do que o expresso no Quadro 5.

Foram analisados pelo Lactec os resultados das análises de substâncias químicas na água que representam risco à saúde e que podem ser associados à rejeitos de mineração, sendo estes: alumínio, antimônio, arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, níquel e selênio, além da turbidez. Os resultados das análises do monitoramento da água foram comparados aos limites estabelecidos na Portaria de Potabilidade do Ministério da Saúde, regulamentada pela Portaria Consolidação Nº 5 – Anexo XX, tendo sido quantificado o número de vezes que ocorreram não conformidades, ou seja, quando os valores medidos nas amostras foram superiores aos valores máximos dispostos na legislação. Em relação à análise da turbidez, como os laudos não deixam claro o ponto de coleta da água tratada (saída da etapa de filtração ou após o tanque de contato) e o sistema de filtração (rápido ou lento), para esta avaliação, consideramos 1,0 NTU como valor máximo permitido, ressaltando que, conforme descreve a Portaria, o limite máximo para qualquer amostra pontual deve ser de 5,0 NTU em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede).

Quadro 5 - Número de laudos anuais de qualidade da água potável nos respectivos SAA impactados.

SAA	Ano	N(1)	SAA	Ano	N(1)	SAA	Ano	N(1)
ETA Aimorés	2015	3	ETA IFES de Itapina	2015	38	ETA Santa Rita – Gov. Valadares	2015	3
	2016	1		2016	129		2016	42
	2017	0		2017	87		2017	48
	2018	0		2018	22		2018	15
	2019	6		2019	28		2019	-
	2020	31		2020	30		2020	-
ETA Alpercata	2015	0	ETA II Colatina	2015	60	ETA São Vitor - Gov. Valadares	2015	0
	2016	22		2016	176		2016	38
	2017	22		2017	85		2017	44
	2018	4		2018	22		2018	16
	2019	23		2019	27		2019	28
	2020	27		2020	29		2020	31
ETA Baixo Guandu	2015	0	ETA V Colatina	2015	18	ETA Tumiritinga	2015	1
	2016	2		2016	116		2016	26
	2017	0		2017	87		2017	22
	2018	0		2018	22		2018	4
	2019	-		2019	27		2019	23
	2020	-		2020	29		2020	27
ETA Cachoeira Escura	2015	15	ETA Pedra Corrida	2015	3	ETA Vila Isa - Gov. Valadares	2015	3
	2016	36		2016	23		2016	43
	2017	22		2017	17		2017	44
	2018	4		2018	4		2018	15
	2019	28		2019	26		2019	27
	2020	31		2020	28		2020	33
ETA Central - Gov. Valadares	2015	6	ETA Recanto dos Sonhos - Gov. Valadares	2015	2	ETA Galileia	2015	8
	2016	44		2016	37		2016	34
	2017	44		2017	47		2017	21
	2018	16		2018	16		2018	4
	2019	27		2019	27		2019	28
	2020	33		2020	33		2020	30
ETA I Colatina	2015	63	ETA Resplendor	2015	2	ETA Itueta	2015	2
	2016	178		2016	3		2016	2
	2017	86		2017	0		2017	0
	2018	24		2018	0		2018	0
	2019	27		2019	23		2019	23
	2020	29		2020	27		2020	27

(1) Número de análises da qualidade da água para consumo humano realizados naquele ano.

Os resultados das não conformidades com a legislação estão apresentados em gráficos. O gráfico da Figura 135, por exemplo, representa a porcentagem de resultados não conformes com a portaria em relação ao número total de análises realizadas ao longo do período de 2015 a 2018. Cada gráfico se refere a uma ETA monitorada, e em todas foram avaliados os mesmos parâmetros. No eixo horizontal

inferior estão identificados os parâmetros e na parte superior o número total de análises para cada substância. O eixo vertical se refere a porcentagem de resultados não conformes, sendo que os valores foram destacados individualmente sobre cada barra.

Assim como no exemplo do gráfico da Figura 136, as informações do monitoramento foram detalhadas por ano, considerando o mesmo período de tempo (novembro de 2015 até abril de 2018). Os resultados não conformes com a portaria foram classificados em relação ao número de vezes que superaram o limite legislado em cada ano de monitoramento. A classe que identifica os valores que ultrapassaram o limite em até 1,5 vezes está representada pela cor amarela. A cor vermelha se refere aos resultados com valor maior que o dobro do limite da portaria. A classe que agrupa os resultados intermediários está identificada na cor laranja. Os dados conformes com a portaria estão destacados na cor verde, e a cor branca identifica ausência de informação. No gráfico se especifica a porcentagem de desconformidades para cada classe em relação ao número de análises anuais. A porcentagem total de resultados não conformes para cada ano é o somatório das porcentagens das classes.

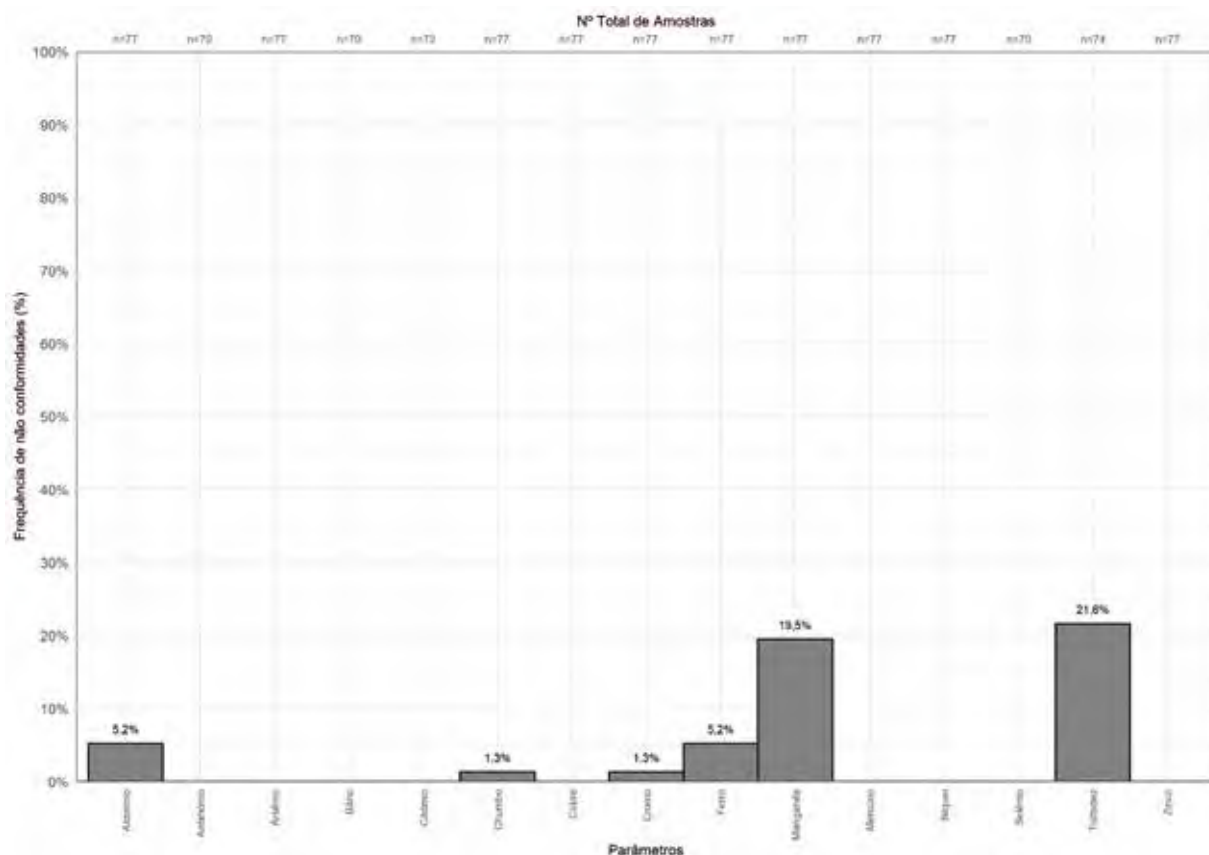
RESULTADOS

Com o distanciamento da onda de lama em direção à foz do rio Doce, os Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) iniciaram testes para a retomada da captação da água bruta dos rios afetados e tratamento nas Estações de Tratamento de Água (ETA). Os resultados dos laudos laboratoriais entre 2015 e 2020 da água tratada foram avaliados de acordo com o percentual de desconformidades dos EPTs.

Belo Oriente/MG – distrito de Cachoeira Escura

Em Belo Oriente, na ETA Cachoeira Escura, entre 2015 e 2018, o número total de amostragens variou entre 70 e 77. A frequência de desconformidades dos EPTs foi de 5,2% para o alumínio, 1,3% para o chumbo, 1,3% para o cromo, 5,2% para o ferro, 19,5% para manganês e 21,6% de turbidez, como está apresentado na Figura 105.

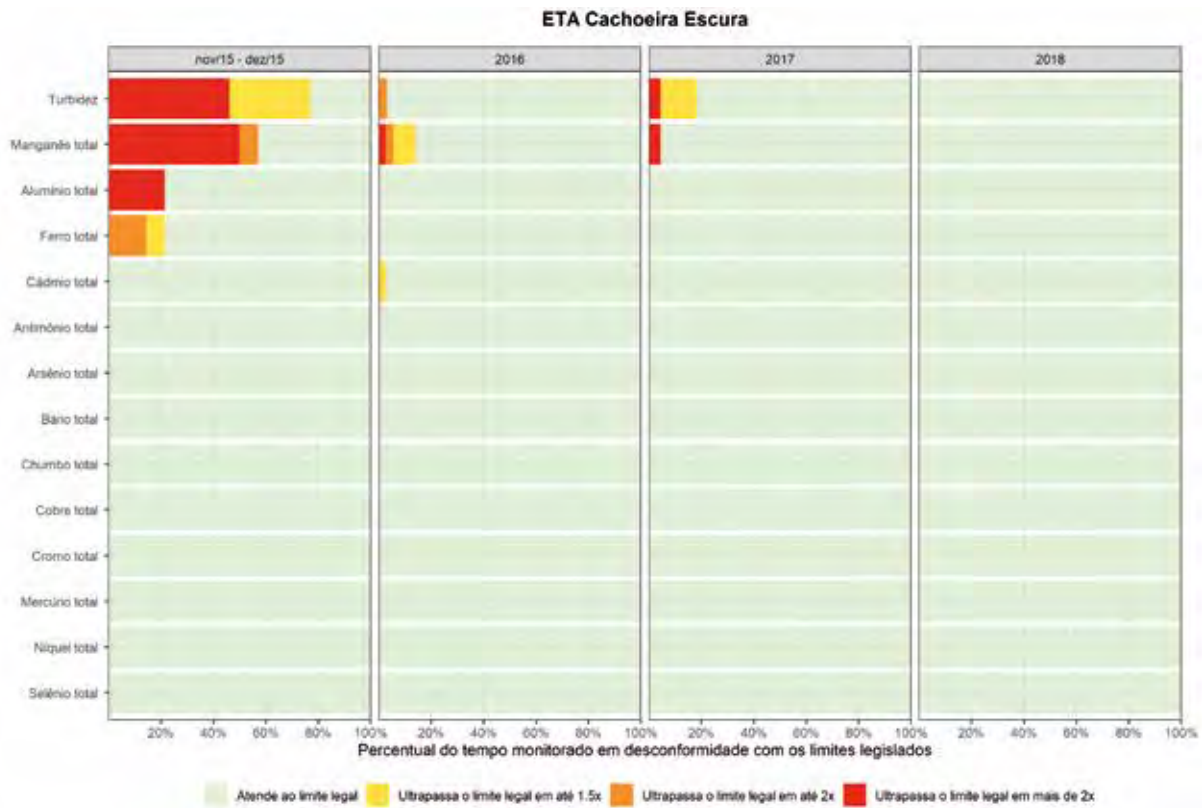
Para esclarecimentos, a amostra onde foi identificada a ocorrência de chumbo e cromo foi realizada às 8:00 no dia 06/12/2015 e no laudo laboratorial não consta a informação se esta pertence à água bruta ou tratada. Haja vista o elevado valor de turbidez na mesma amostra (4.160 NTU), interpreta-se que se trata de uma amostragem de água bruta, porém esta informação deve ser verificada com o laboratório onde os parâmetros foram analisados e a contratante dos serviços.

Figura 105 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA de Belo Oriente.

Conforme apresentado na Figura 106, entre novembro e dezembro de 2015, foram identificadas desconformidades de manganês em mais de 50% do tempo amostrado e de alumínio, ferro e selênio em pouco mais de 20% dos monitoramentos. Valores desconformes para a turbidez também foram observados em mais de 70% do tempo monitorado. Em 2016 e 2017, não foram observadas desconformidades para alumínio, ferro e selênio. Entretanto, valores acima da legislação para a turbidez e o manganês, apesar de reduzidos em comparação ao ano anterior, mostraram-se presentes. Uma amostragem em 2016 obteve resultado desconforme para o cádmio. Em 2018 não houve registros de não conformidades para nenhum EPT nesta ETA.

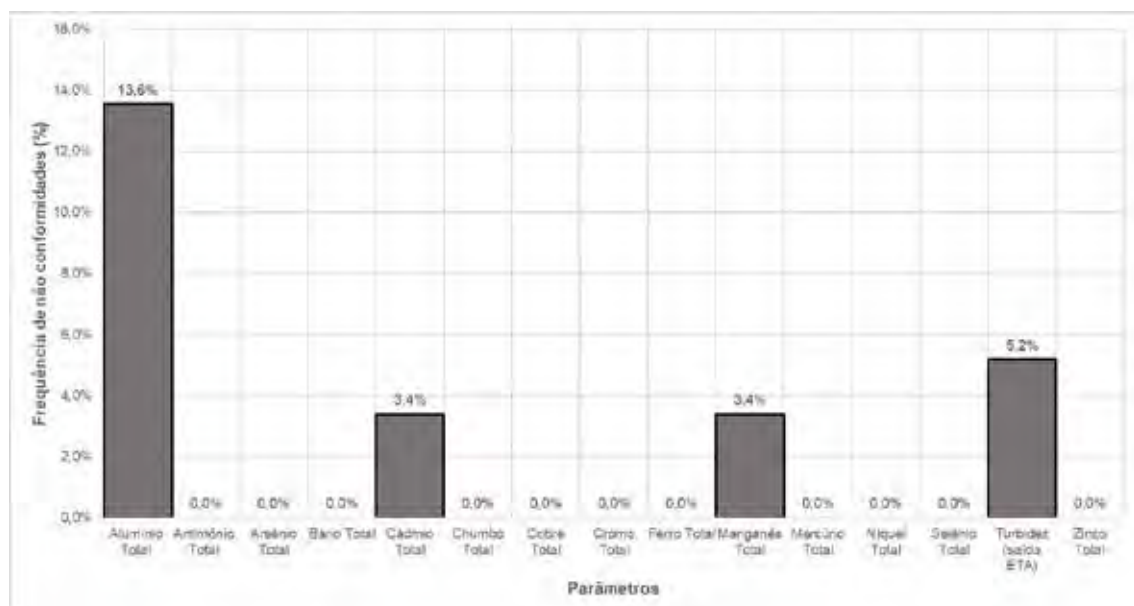
Por meio da Figura 106, é possível observar os efeitos do rompimento da barragem de Fundão na água tratada em Belo Oriente no ano de 2015, e a redução dos efeitos até 2018. Contudo, é importante considerar que após o desastre esta ETA ficou paralisada por aproximadamente 30 dias, haja vista a impossibilidade de tratar a água bruta do rio Doce, e, nesse período, a população recebeu água por caminhões-pipa.

Figura 106 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.



Os dados para o período compreendido entre 2019 e 2020 encontram-se na Figura 107. Nesse gráfico é possível verificar que o principal parâmetro em desconformidade é o alumínio, muito comum em ETAs nas quais a água bruta possui elevada turbidez ou não há um controle rígido do processo de floculação. Além disso, em 3,4% das amostras foram encontradas não conformidades para o cádmio e o manganês.

Figura 107 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA de Belo Oriente.



Pedra Corrida/MG

Foram realizadas amostragens de água tratada em Pedra Corrida entre 2015 e 2018 com até 48 medições por parâmetro (Figura 108). Os EPTs alumínio, chumbo e manganês e a turbidez apresentaram valores desconformes com a legislação para água potável, como está mostrado na Figura 108.

Por meio da Figura 109, é possível perceber que entre novembro e dezembro de 2015, em mais de 30% do tempo amostral, os resultados de turbidez, manganês e de chumbo ultrapassaram os limites legislados. Em 2016, ocorreram valores de alumínio acima do limite e nos anos de 2017 e 2018, foram verificadas não conformidades para a turbidez e o manganês. Para estes parâmetros observou-se uma tendência de redução das desconformidades de 2015 até 2017, porém em 2018 o percentual de desconformidades voltou a se elevar.

Os demais EPTs analisados para esta ETA apresentaram resultados em acordo com os limites da Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde.

Figura 108 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA de Pedra Corrida.

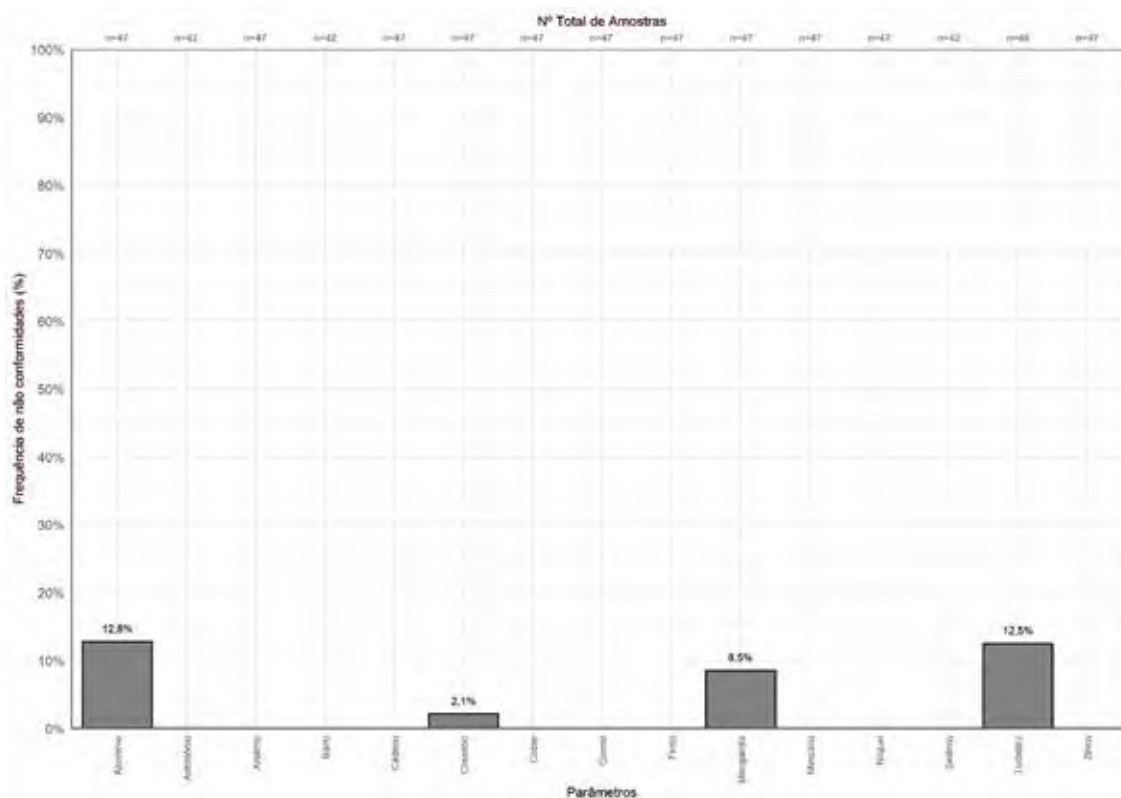
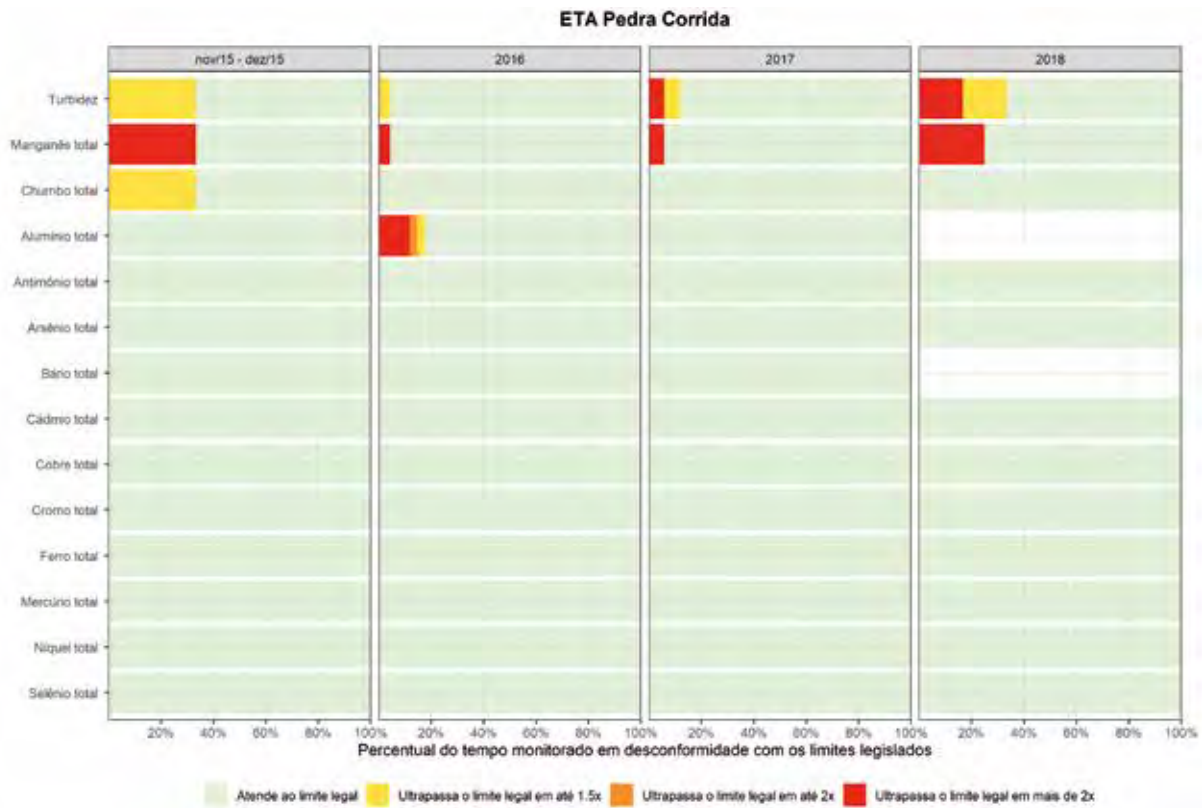
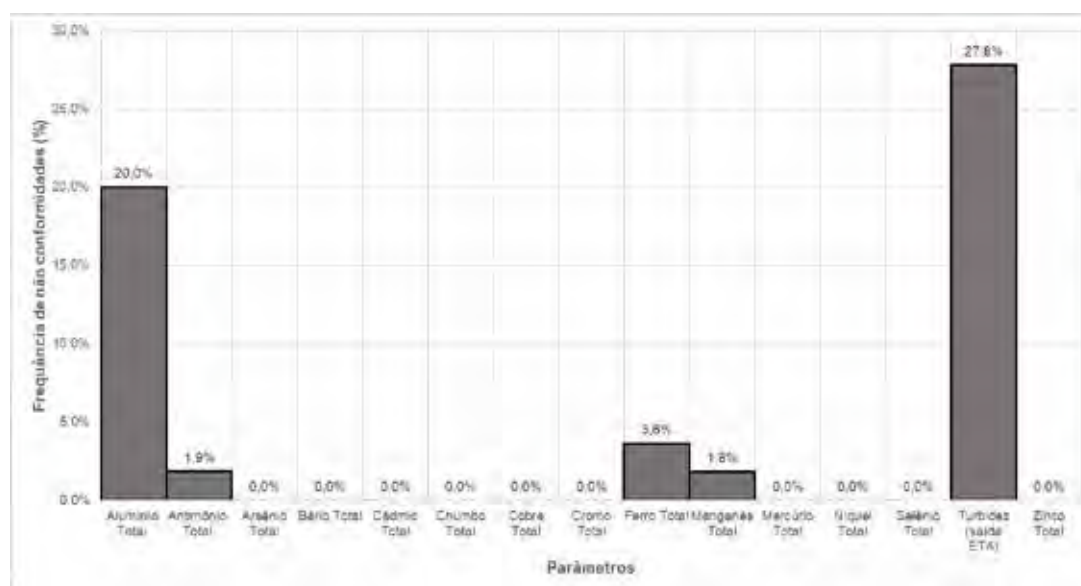


Figura 109 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.



Entre 2019 e 2020, o principal parâmetro químico em desconformidade foi o alumínio, pois, da mesma forma que a ETA em Belo Oriente, essa também deve sofrer com os mesmos problemas para a redução da turbidez, acarretando nas seis amostras fora do padrão encontradas durante o período de avaliação (Figura 110). Em conjunto, é importante ressaltar que houve uma não desconformidade para o Antimônio em 18/06/2019, elemento que apresenta uma toxicidade similar ao arsênio.

Figura 110 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA de Pedra Corrida.

Alpercata/MG

Neste município, entre 2016 e 2018, ocorreram até 51 coletas de amostras de água tratada. No referido período, foram identificadas 10,4% de desconformidades para o alumínio, 6,2% para o cádmio e 9,8% para a turbidez (Figura 111). Na Figura 112, estão apresentados os resultados de desconformidades por ano, porém estes refletem as irregularidades de amostragens. Dessa forma, em 2016, houve presença de alumínio em mais de 30% do tempo de medições e de cádmio em 20% do tempo analisado, acima da legislação. Em 2017, a presença de cádmio ocorreu uma vez, assim como foram observados valores desconformes de turbidez. Os percentuais de ocorrência para o cádmio corresponderam a 3 amostras acima da legislação entre dezembro de 2016 e janeiro de 2017.

Em 2018, foi registrado o maior valor de turbidez acima da legislação (7,3 UNT), ocorrendo desconformidades em 50% do tempo de amostragem (Figura 112), para um total de 6 amostras neste ano. Os demais EPTs analisados para esta ETA apresentaram resultados em acordo com os limites da legislação.

Figura 111 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA de Alpercata.

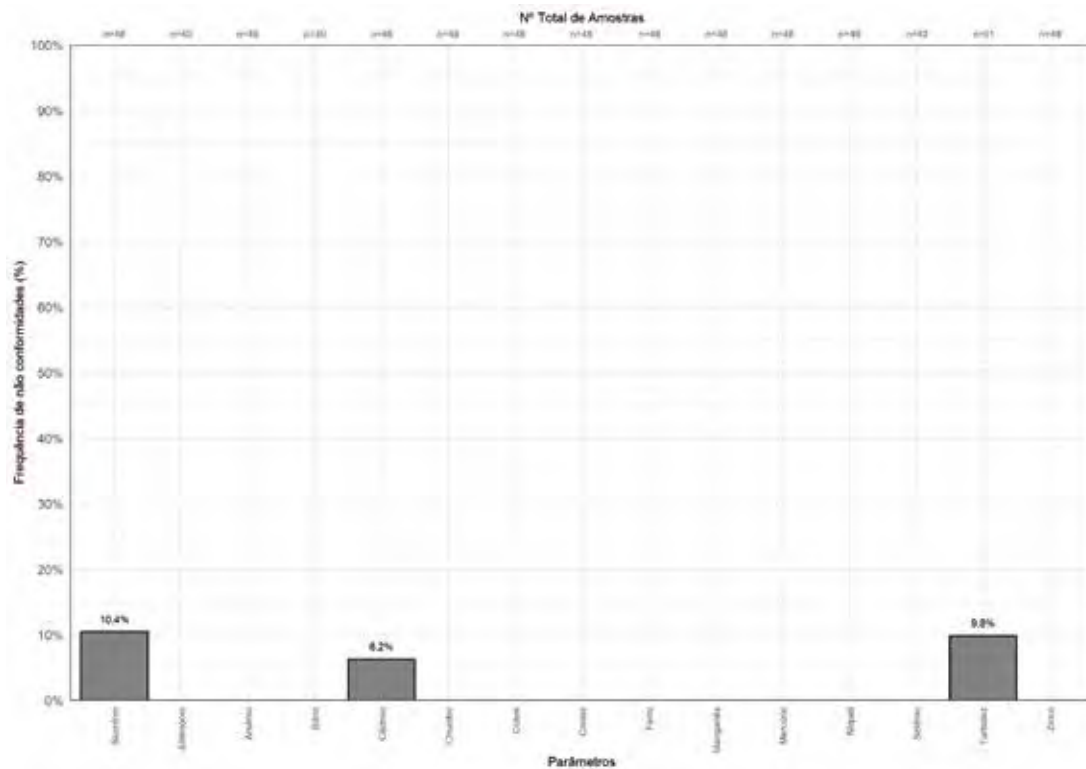
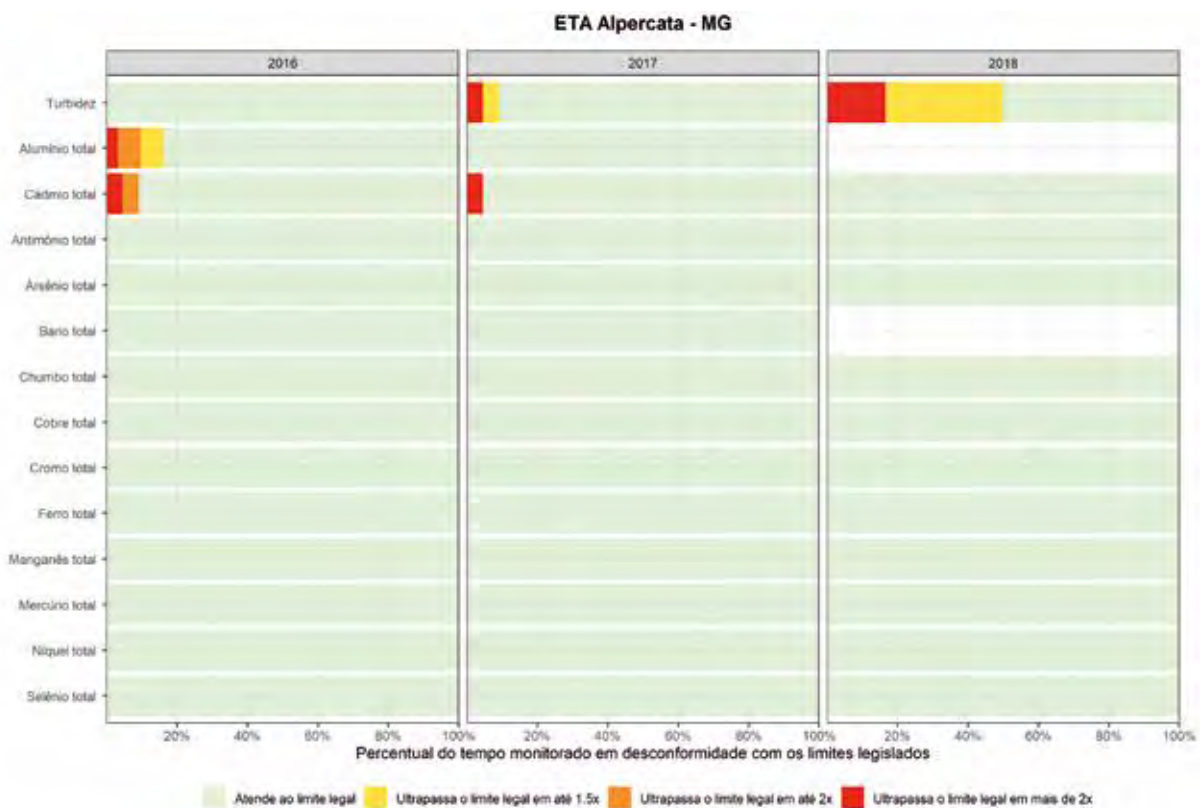
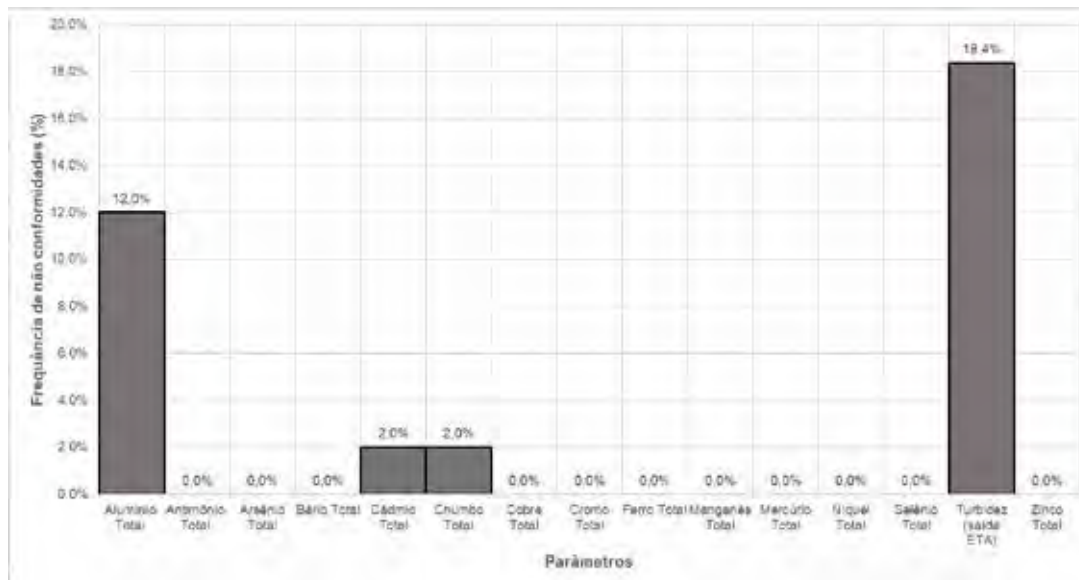


Figura 112 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.



Para os dados do PMQACH avaliados para Alpercata, salienta-se as não conformidades para o Cádmio e o Chumbo encontradas em uma amostra de água tratada nesse município (Figura 113).

Figura 113 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA de Alpercata.



Governador Valadares/MG

ETA Central

Na ETA Central de Governador Valadares foram realizadas 105 amostragens de água tratada para a turbidez, 110 para o ferro e 107 para cádmio, que foram os parâmetros que apresentaram desconformidades com a legislação entre novembro de 2015 e 2018 (Figura 114).

Como está apresentado na Figura 115, em 2015, valores desconformes foram observados para a turbidez em mais de 30% do tempo avaliado e para o ferro em mais de 10% dos monitoramentos. Em 2016, o percentual de desacordos para a turbidez diminuiu, assim como não foram registrados desacordos para o ferro. Porém, verificaram-se percentuais de não conformidades para o cádmio, correspondendo a três amostras. Em 2017 não foram verificadas desconformidades para nenhum parâmetro nesta ETA e, em 2018, observaram-se duas não conformidades para a turbidez.

Figura 114 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA Central de Governador Valadares.

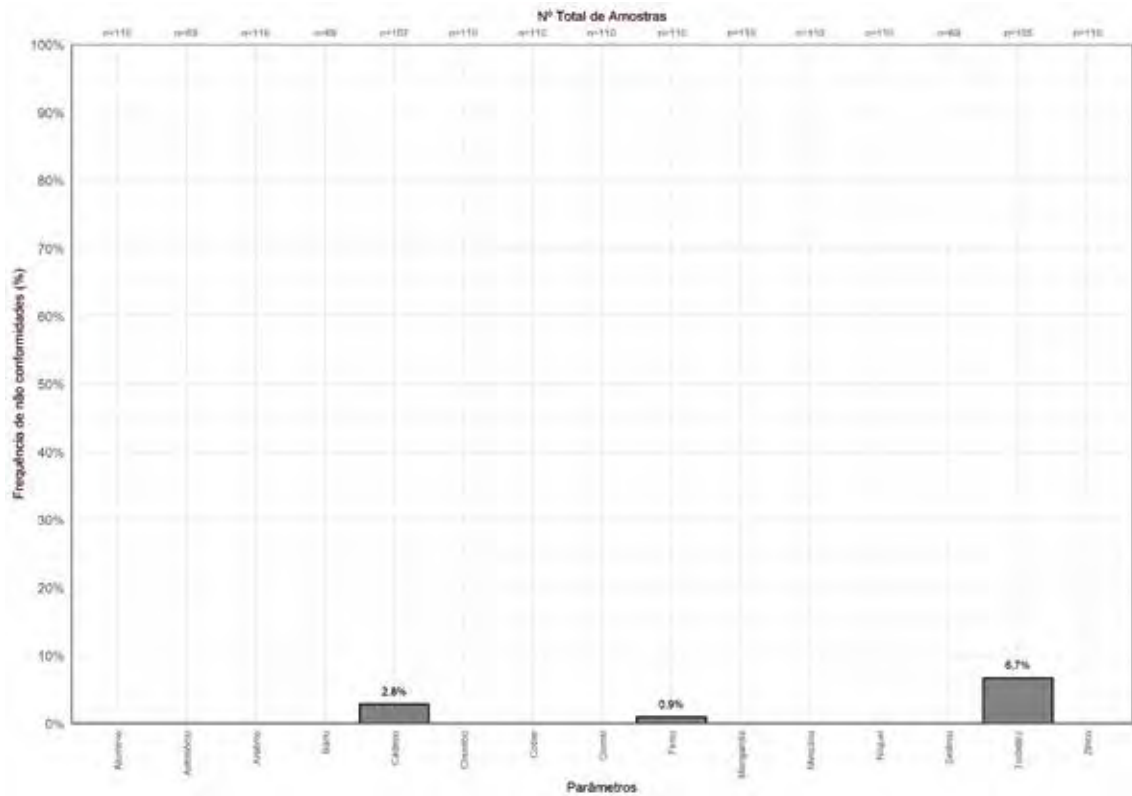
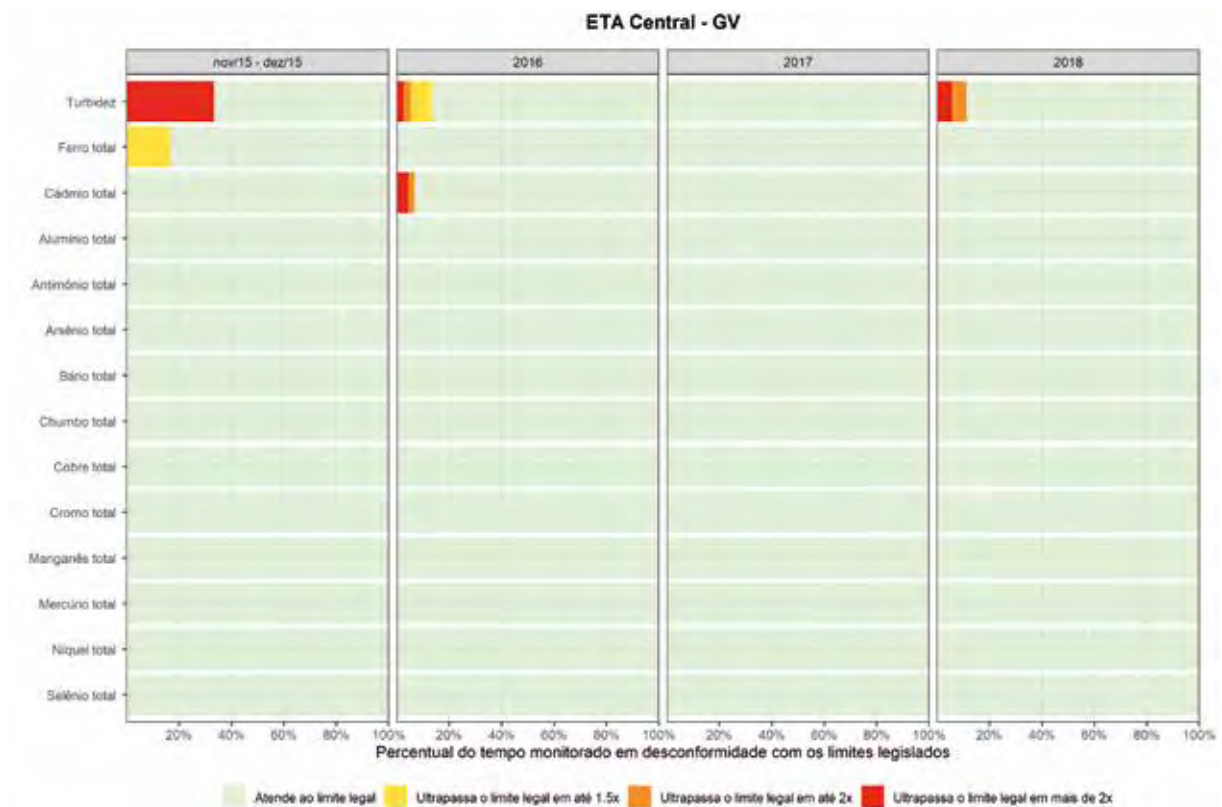
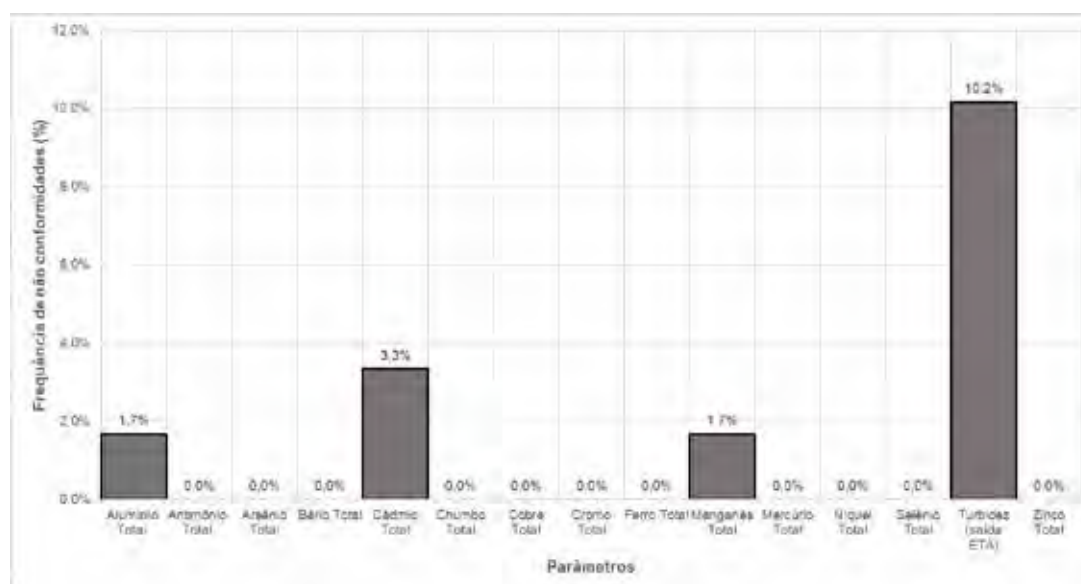


Figura 115 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.



A Figura 116 demonstra os dados de qualidade da água para consumo humano para a ETA Central em Governador Valadares entre os anos de 2019 e 2020. As principais não conformidades para os metais Alumínio, Cádmio e Manganês, com uma, duas e uma amostra desconforme, respectivamente.

Figura 116 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA Central de Governador Valadares.



ETA São Vitor

Em São Vitor, foram coletadas amostras de água tratada entre 2016 e 2018. De acordo com os laudos, houve desconformidades pontuais com a legislação em relação ao alumínio, cádmio e turbidez (Figura 117). Os desacordos para o alumínio e o cádmio ocorreram em 2016 e para a turbidez em 2018, quando ultrapassou em até 1,5 vezes o limite da legislação (Figura 118).

Figura 117 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA São Vitor de Governador Valadares.

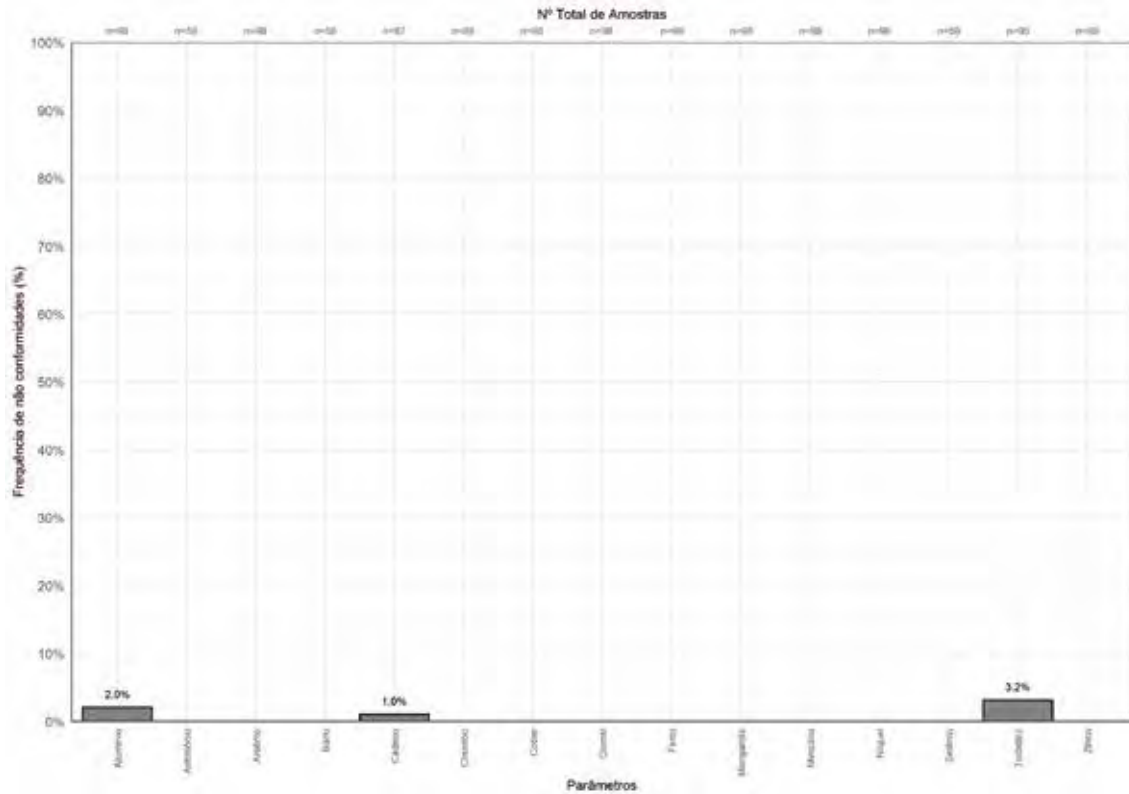
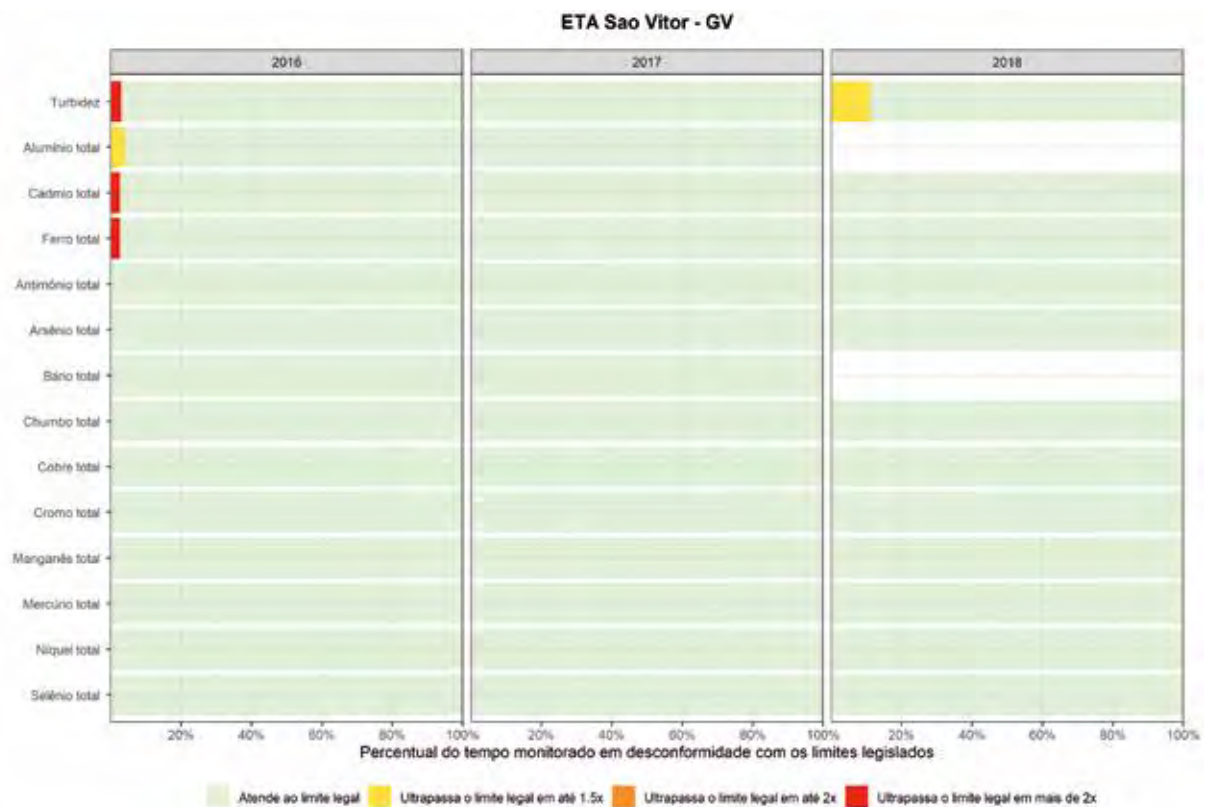
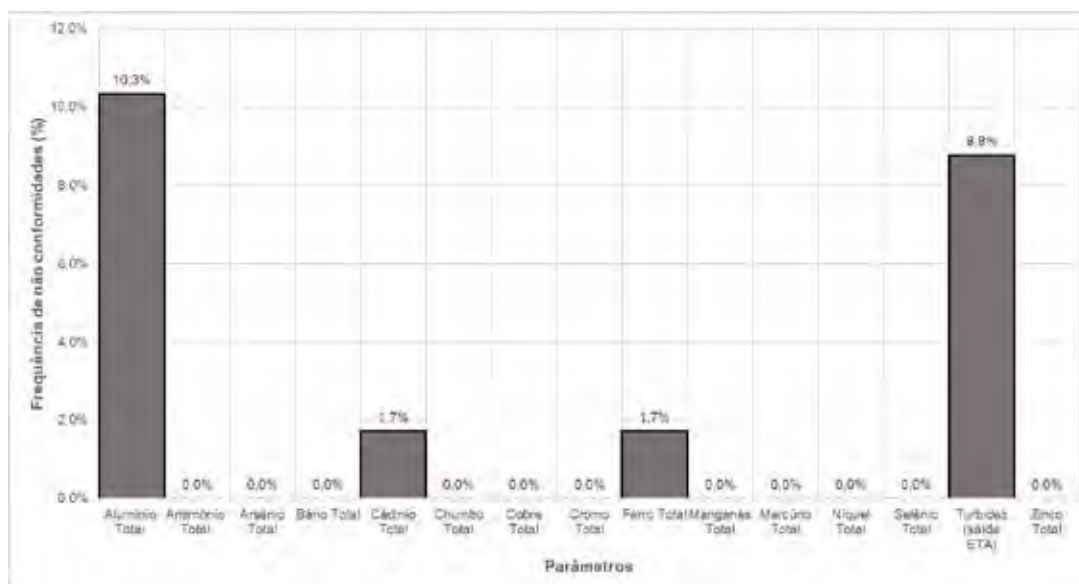


Figura 118 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.



Para os resultados da qualidade da água mais recentes em São Vitor, distrito do município de Governador Valadares, o principal parâmetro em desconformidade continua sendo o Alumínio, estando esse fora do padrão para consumo humano em aproximadamente 10% das amostras coletadas (Figura 119).

Figura 119 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA São Vitor de Governador Valadares.



ETA Vila Isa

Na ETA de Vila Isa, assim como em São Vitor, registraram-se desconformidades com a legislação para alumínio, cádmio e turbidez entre novembro de 2015 e 2018 (Figura 120).

Em 2015, ocorreram valores de turbidez não conformes em mais de 60% do período monitorado. O percentual de desconformidade da turbidez diminuiu até 2018 em relação a 2015, porém ainda com a ocorrência de valores superiores à legislação. Para os EPTs desconformes, os desacordos ocorreram em 2016 em percentual do tempo inferior a 10% (Figura 121). É importante destacar que para as análises de alumínio total e bário total, não há dados para o ano de 2018.

Figura 120 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA Vila Isa de Governador Valadares.

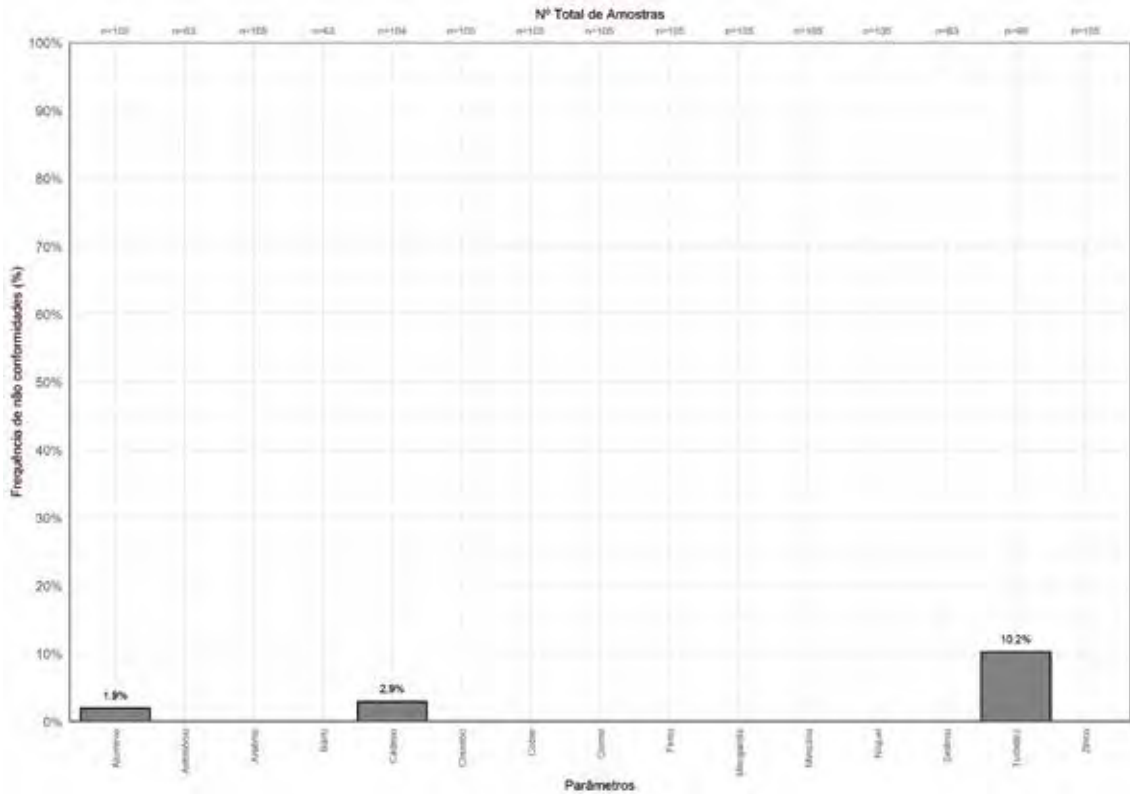
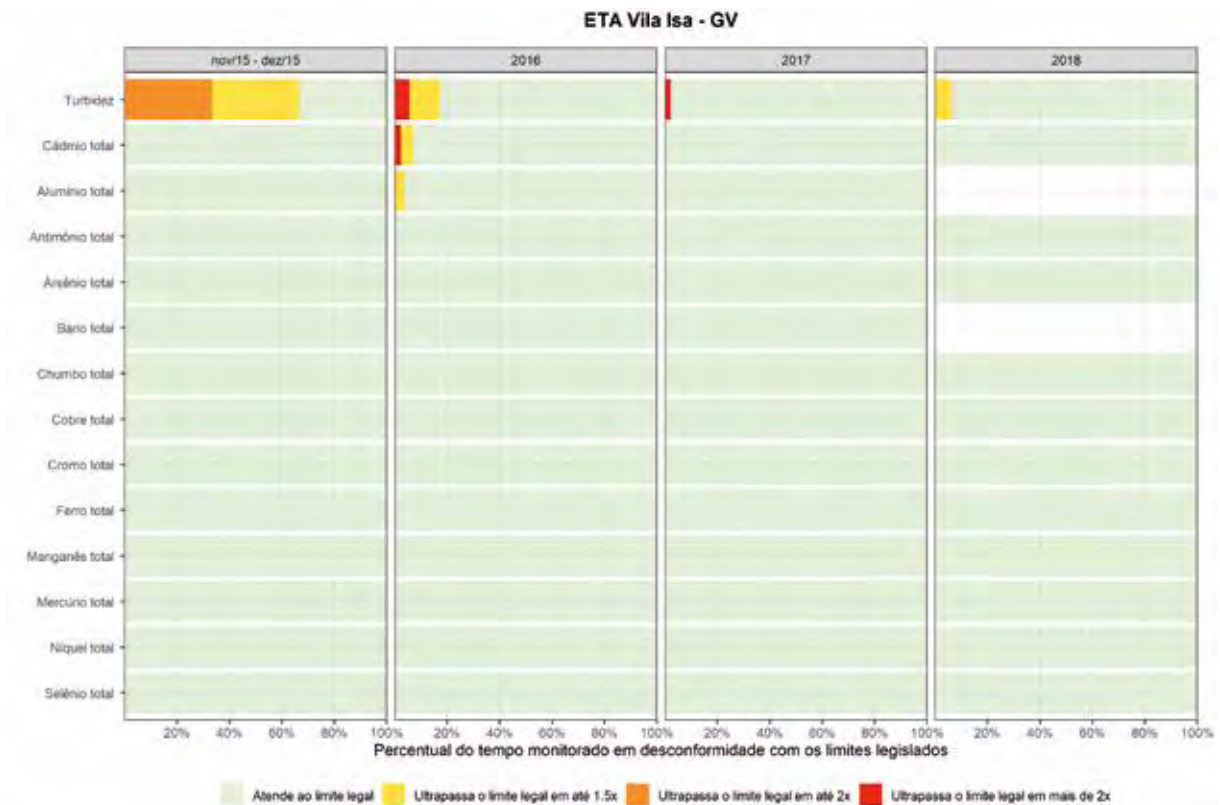
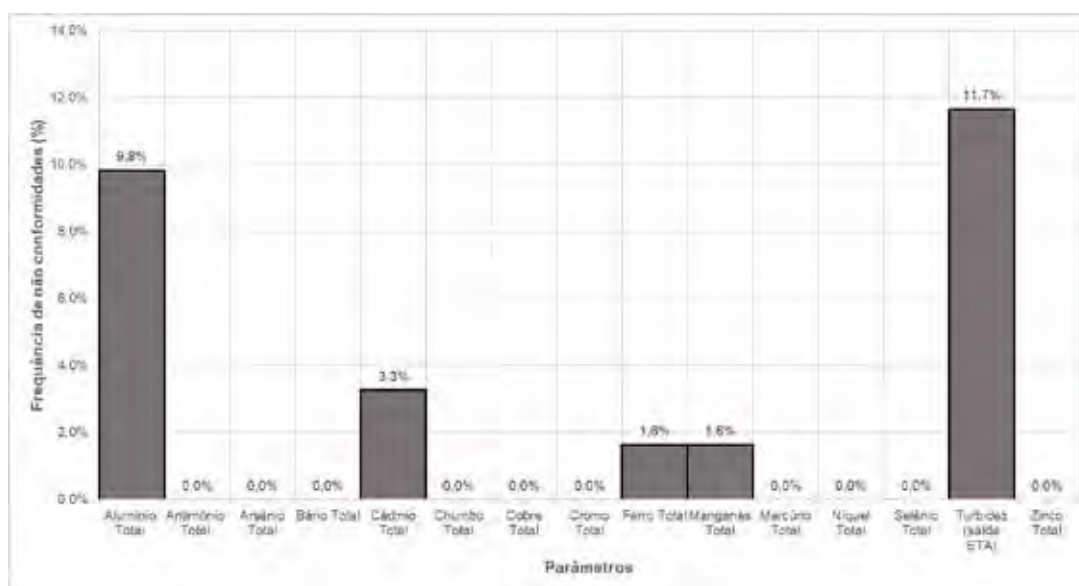


Figura 121 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.



Na Figura 122, encontram-se as não conformidades encontradas durante as campanhas de acompanhamento de 2019 e 2020 do PMQACH. Na mesma forma que a ETA anterior, o alumínio continua sendo o principal parâmetro em desconformidade, com também aproximadamente 10% das amostras. Além disso, também se destaca a presença de Cádmio em duas amostras coletadas, mostrando a persistência desse elemento, pois o mesmo também foi encontrado nas campanhas realizadas nos anos anteriores.

Figura 122 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2018 e 2019 para a ETA Vila Isa de Governador Valadares.



ETA Recanto dos Sonhos

Na ETA Recanto dos Sonhos, foram verificadas desconformidades com a legislação para alumínio, cádmio, ferro, manganês e turbidez entre novembro de 2015 e 2018 (Figura 123).

Em 2015, ocorreram valores de turbidez não conformes em 50% do período de amostragens, o qual se manteve até 2017, porém com percentuais inferiores, ultrapassando a legislação em até 1,5 vezes (Figura 124). Desconformidades para alumínio e cádmio foram observadas em 2016 e para ferro e manganês em 2017, em menos de 10% do tempo amostral para todos estes EPTs. Dentre os EPTs avaliados, não foram verificadas desconformidades com a legislação em 2018 (Figura 124).

Figura 123 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA Recanto dos Sonhos de Governador Valadares.

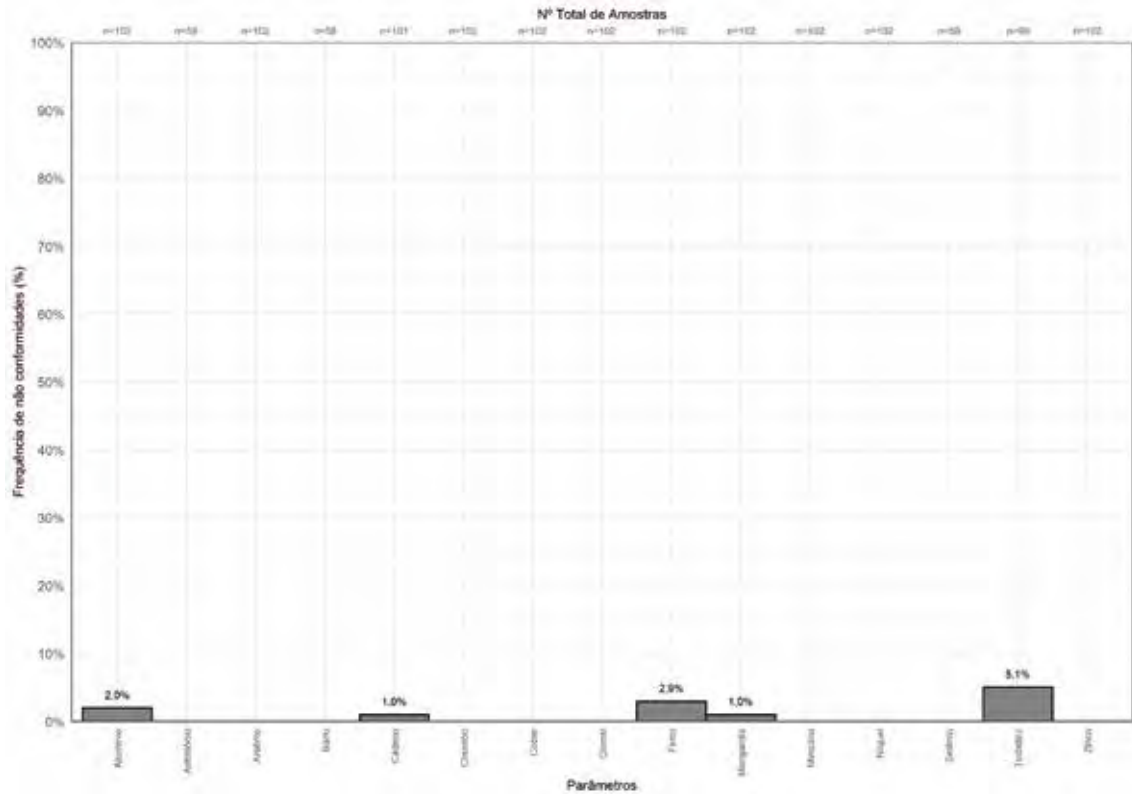
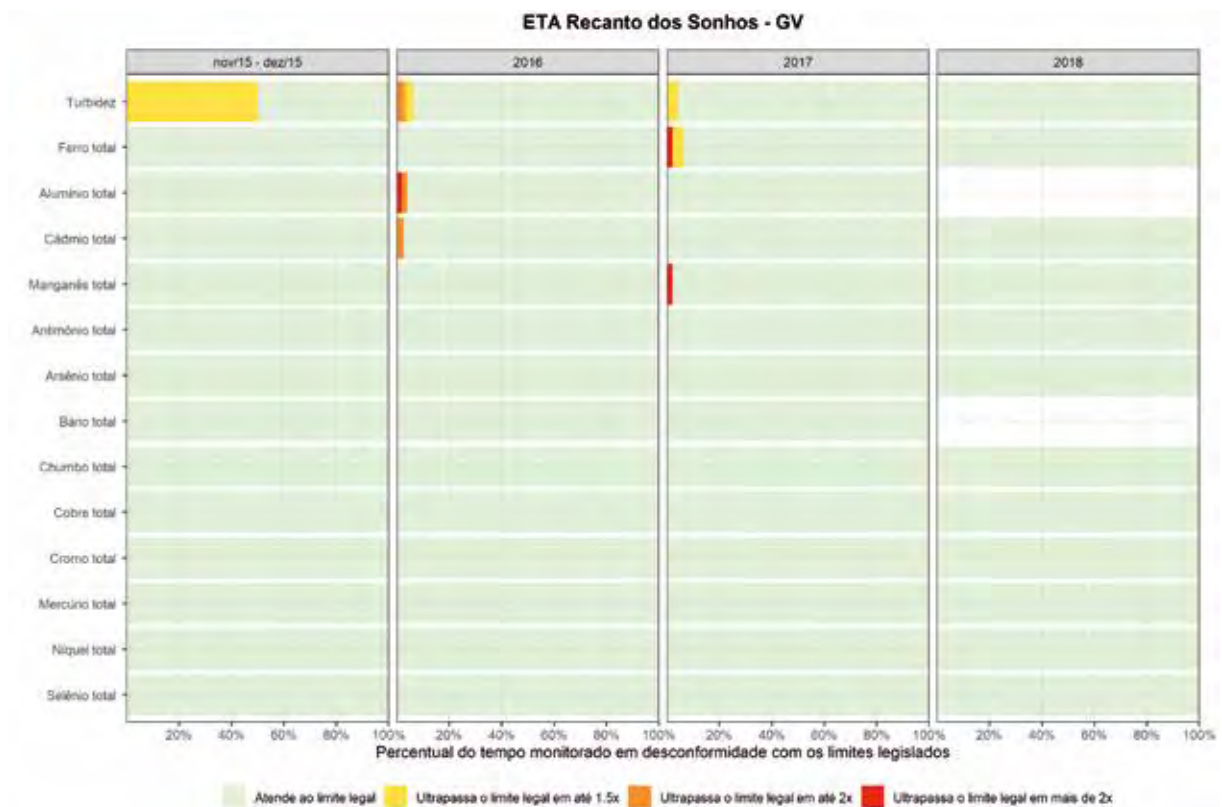
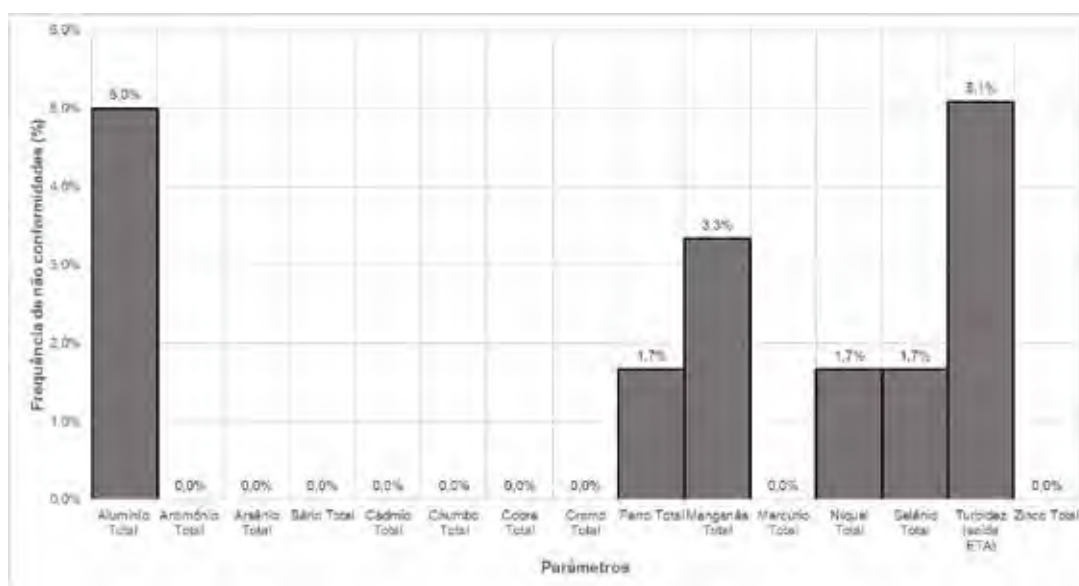


Figura 124 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.



Na ETA presente no distrito de Recanto dos Sonhos, conforme Figura 125, as desconformidades para os parâmetros ferro e manganês permaneceram presentes nas amostras, em consonância com o que foi encontrado nos laudos disponibilizados entre 2015 e 2018. Além disso, as amostragens encontraram uma não conformidade para os elementos níquel e selênio na água para consumo humano, elementos esses que não tinham sido identificados nos primeiros anos após o rompimento da barragem de Fundão.

Figura 125 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA Recanto dos Sonhos de Governador Valadares.



Galileia/MG

As amostragens da água tratada em Galileia variaram de 62 a 67 para cada parâmetro entre 2015 e 2018. As porcentagens de desconformidades desta ETA estão apresentadas na Figura 126 para a turbidez e os EPTs alumínio, cádmio, chumbo, ferro e manganês.

Como pode ser observado na Figura 127, no período entre novembro e dezembro de 2015, ocorreram desconformidades com maior frequência e os valores de EPTs superaram a legislação de potabilidade de água em mais de duas vezes. Foram observadas não conformidades para manganês em mais de 60% do tempo amostral e em mais de 20% do tempo para o cádmio e o chumbo. Em 2016, desconformidades para alumínio, cádmio e turbidez foram observadas e, no ano de 2017, para uma amostra de ferro e duas de manganês. Em 2018 não foram observadas desconformidades com a legislação para esta ETA.

É importante ressaltar que, com a presença da lama no rio, a captação e a ETA de Galileia ficaram paralisadas por 6 dias e o município foi abastecido por caminhões-pipa por dois meses, trazendo água tratada da ETA do município de Conselheiro Pena. Após esse período, o tratamento da água do rio Doce foi retomado com uso do coagulante Tanfloc e implantação de um filtro zeólita na ETA para remoção de ferro e manganês.

Figura 126 – Frequência de desconformidades dos entre 2015 e 2018 para a ETA de Galileia.

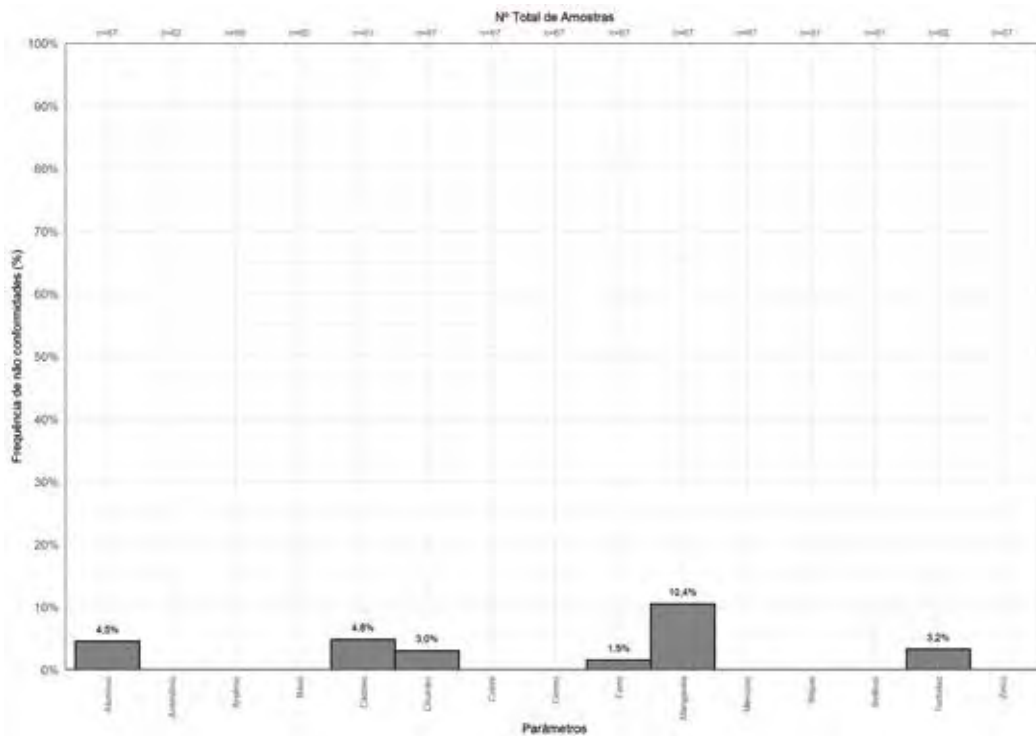
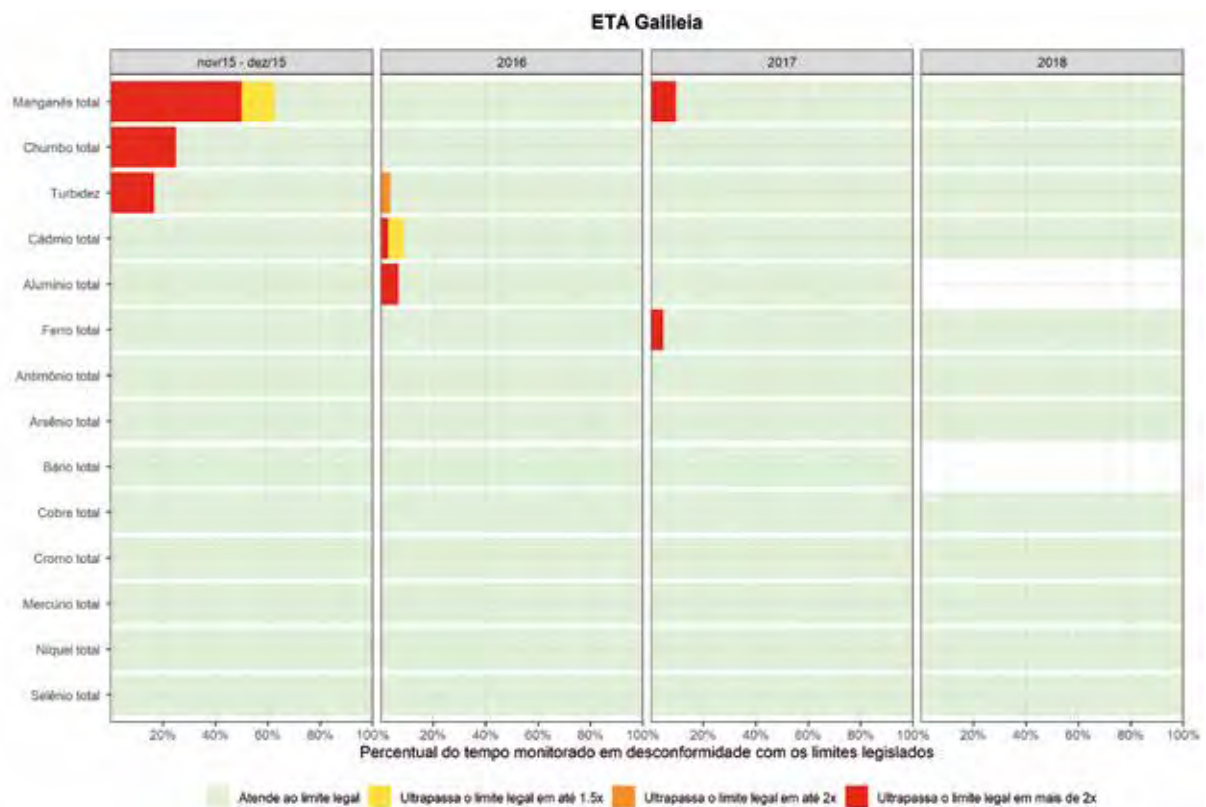
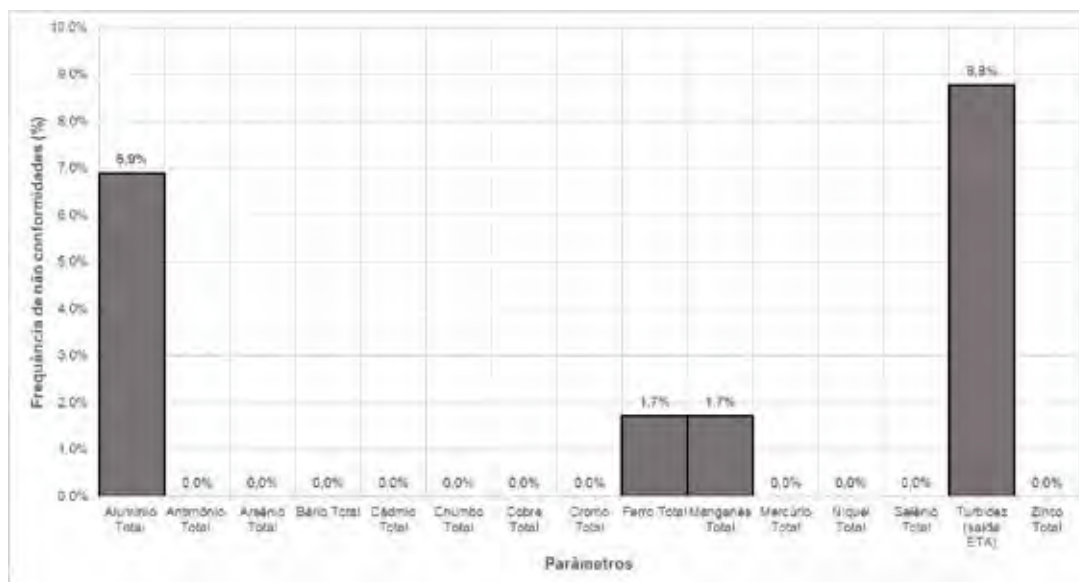


Figura 127 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.



O município de Galileia iniciou a operação de uma nova ETA em 2020. Os valores da Figura 128 já refletem a operação desse novo sistema, principalmente na redução das não conformidades encontradas anteriormente e suas respectivas concentrações acima da legislação vigente para a água tratada.

Figura 128 – Frequência de desconformidades dos entre 2019 e 2020 para a ETA de Galileia.



Tumiritinga/MG

Na ETA de Tumiritinga foram registrados entre 46 e 53 resultados por parâmetro analisado, tendo sido verificados percentuais de desconformidades para o alumínio, cádmio, ferro, manganês e para a turbidez, conforme Figura 129.

Em 2015 foi observada não conformidade para a turbidez em 100% do tempo monitorado. Este parâmetro se mostrou desconforme em 2016 e 2017, apesar de a frequência de ocorrência ter diminuído (menos de 20% do tempo amostral). Observando os resultados de turbidez até 2018, percebeu-se uma queda no percentual temporal de desconformidades, com valores atendendo a legislação naquele ano.

Foram registrados valores desconformes de alumínio em 2016 em pouco mais de 10% do tempo analisado e de ferro e manganês em 2017 em menos de 10% das avaliações. Entre os anos de 2019 e 2020 as não conformidades continuaram baixas, havendo apenas uma desconformidade para o cádmio e duas para o alumínio (Figura 131).

Figura 129 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA de Tumiritinga.

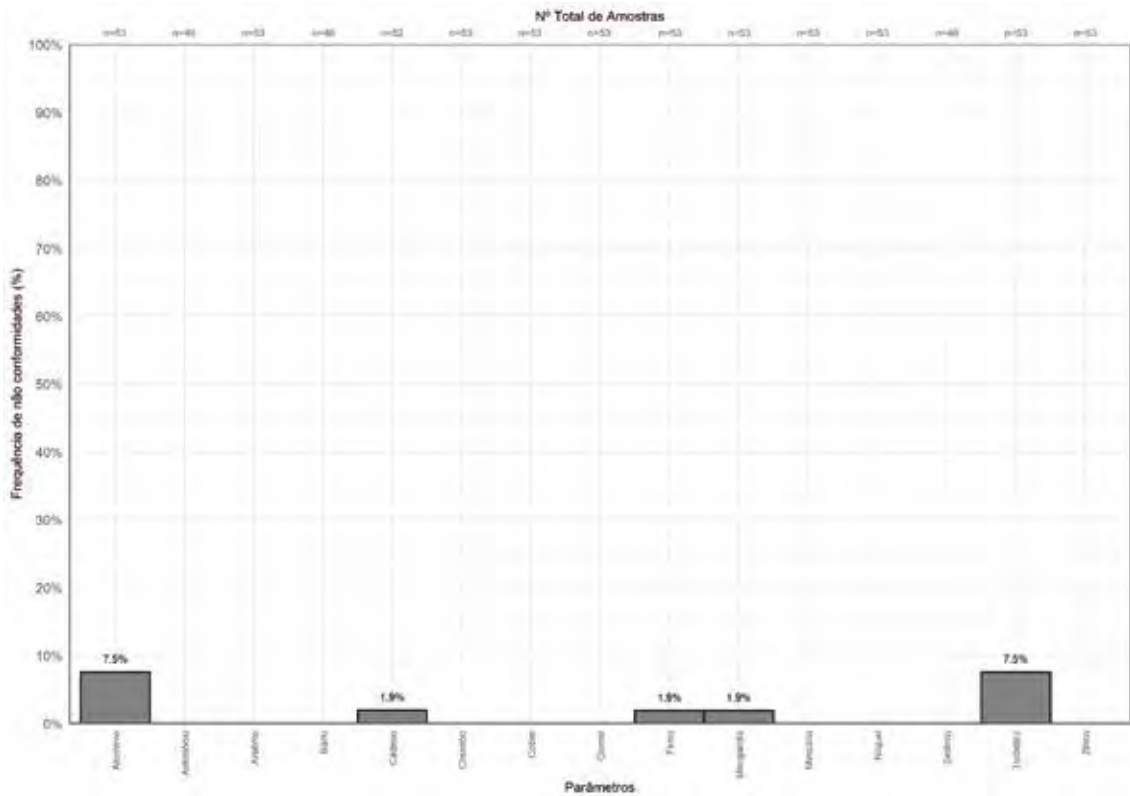


Figura 130 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.

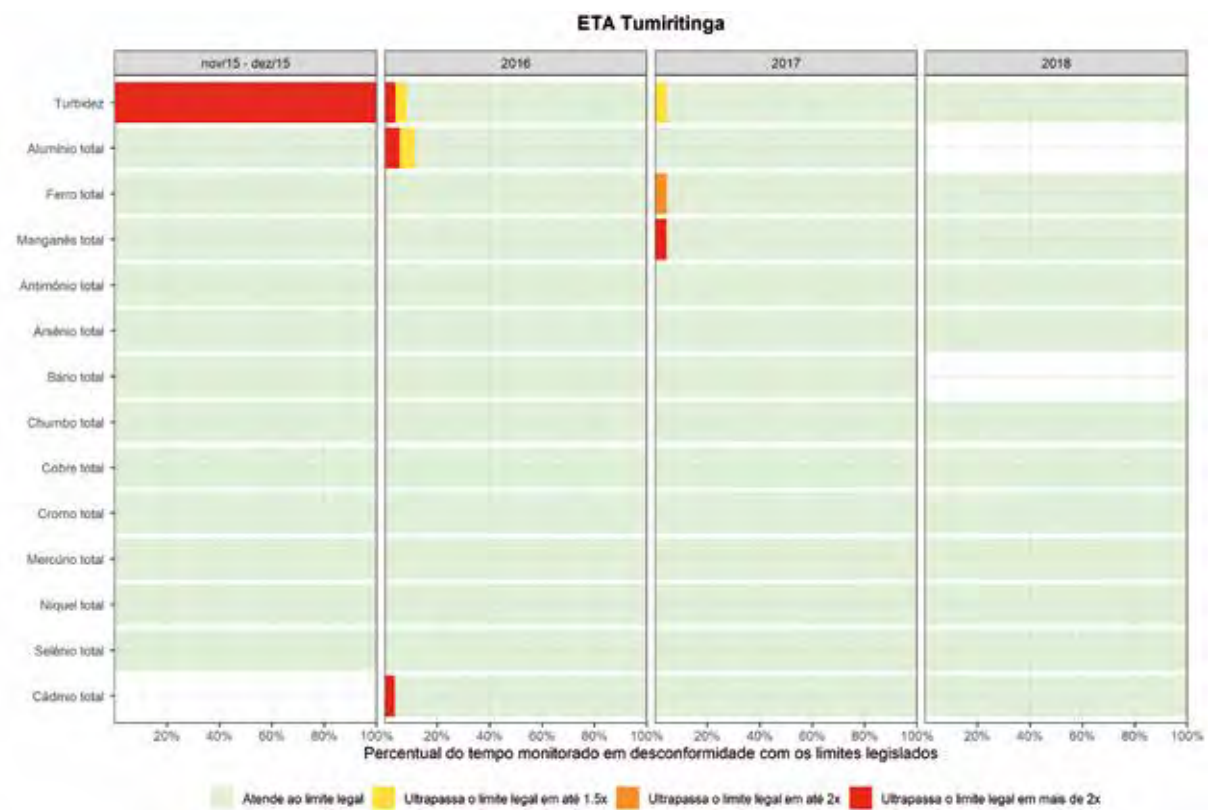
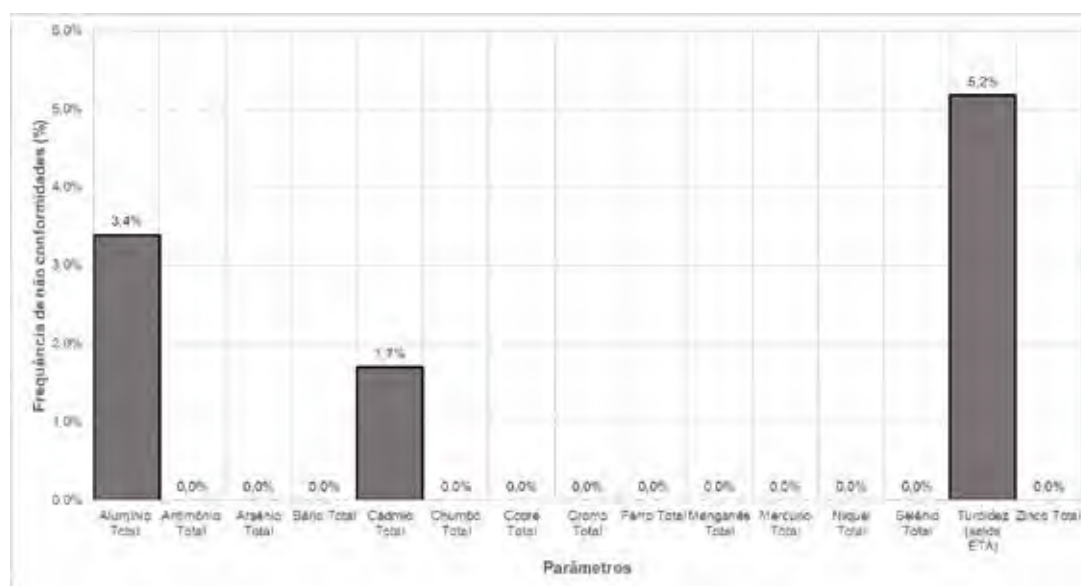


Figura 131 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA de Tumiritinga.

Itueta/MG

Na ETA de Itueta foram realizadas poucas amostragens de água tratada, com um total de 4 por EPT, nos anos de 2015 e 2016. Conforme pode ser observado na Figura 132, registraram-se não conformidades em 25% dos resultados de turbidez, com valores duas vezes acima ao limite da legislação em 2015 (Figura 133). Entre 2019 e 2020, foram encontradas apenas uma não conformidade para o alumínio e uma para o chumbo nas 59 amostras analisadas (Figura 134).

Os demais EPTs analisados para esta ETA apresentaram resultados em acordo com os limites da Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde.

Figura 132 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA de Itueta.

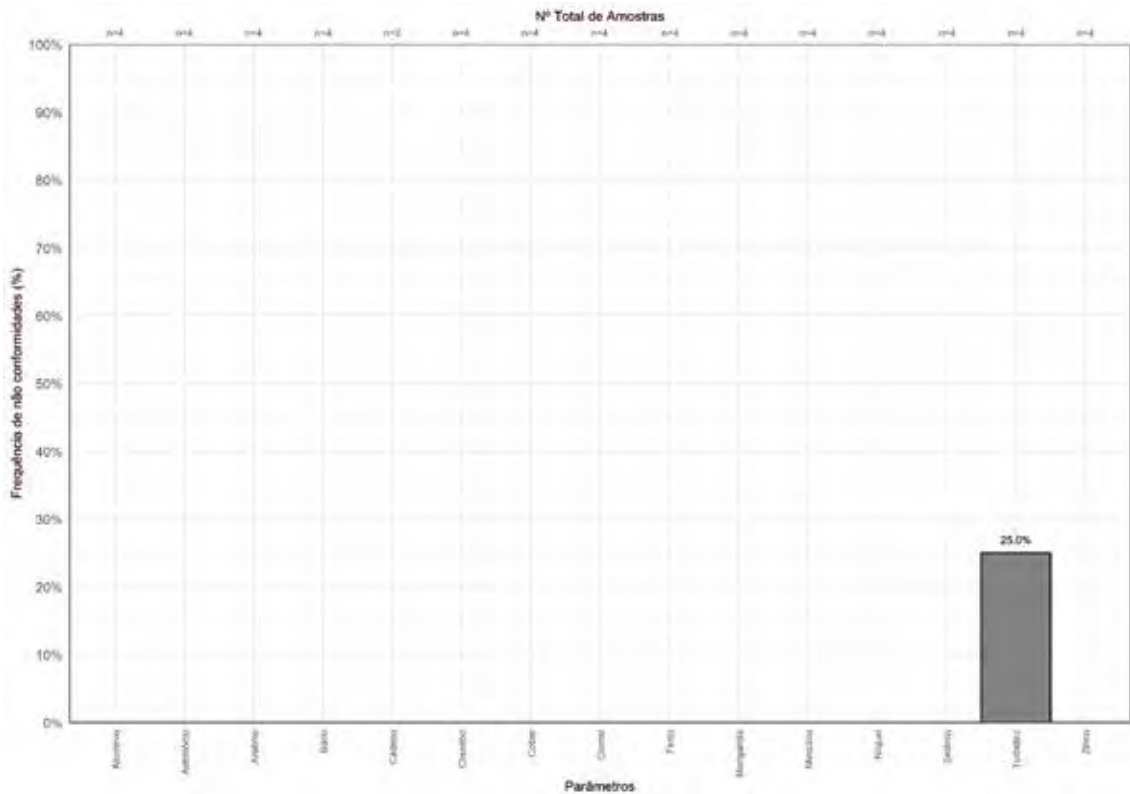


Figura 133 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.

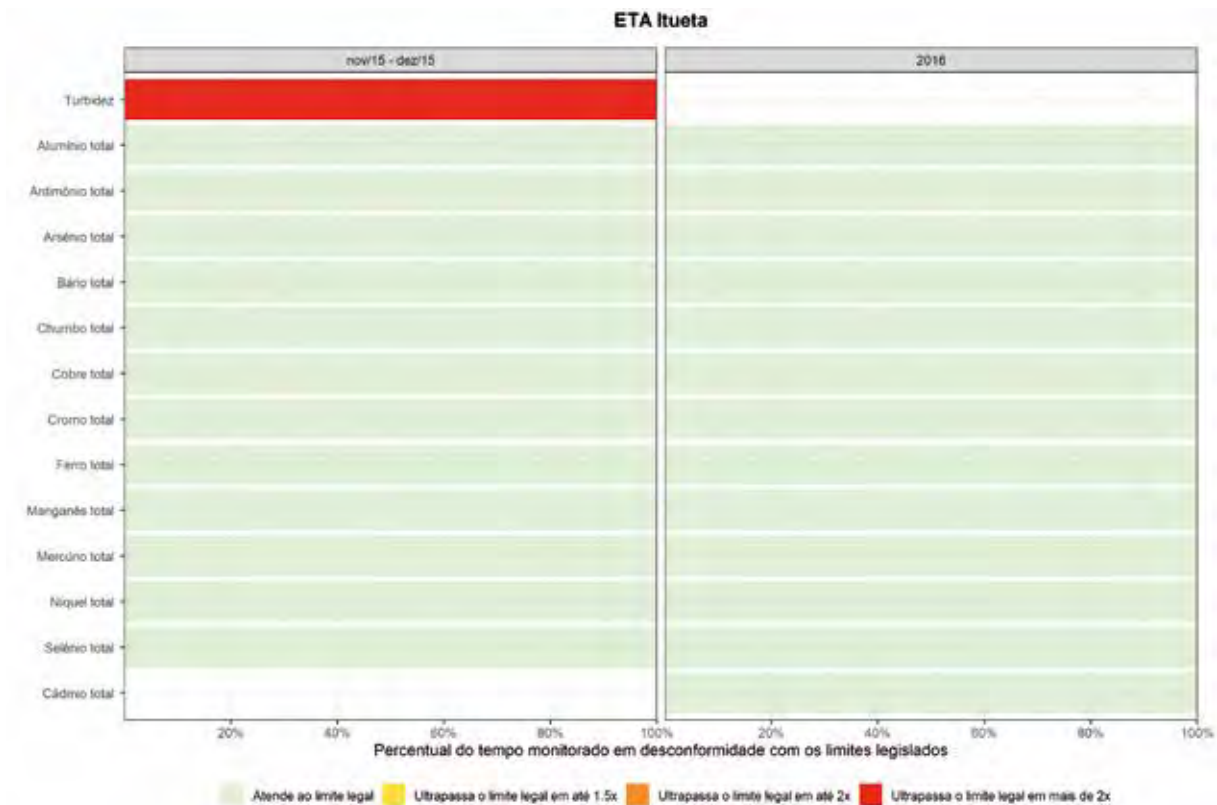
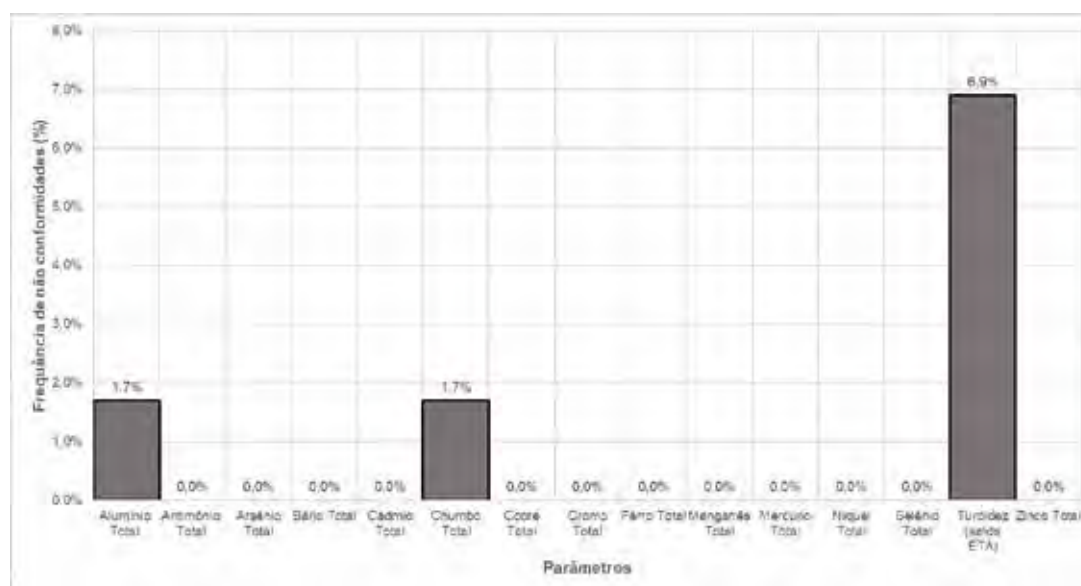


Figura 134 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA de Itueta.

Aimorés/MG – distrito de Santo Antônio do Rio Doce

Para a ETA no distrito de Santo Antônio do Rio Doce (município de Aimorés), foram obtidos e avaliados dados dos EPTs de novembro/2015 até 2016. Foram registradas desconformidades para turbidez, alumínio e ferro. Nesse período, como está apresentado na Figura 135, houve um percentual de 25% de desconformidade para o alumínio e para o ferro, e de 75% para a turbidez, de um total de 4 medições por parâmetro. Na Figura 136, estes resultados são confirmados de forma que em 2015 todas as amostras de turbidez tiveram resultados maiores que o dobro de 1 UNT, estabelecido pela legislação. Para o alumínio, os valores foram superiores à Portaria em 1,5 vezes e para o ferro mais de duas vezes em mais de 30% do tempo das amostras analisadas. Em 2016 não se observaram desconformidades. Os outros EPTs analisados para esta ETA apresentaram resultados de acordo com os limites da legislação. Entretanto, ressalta-se que a quantidade de amostras de EPTs é baixa e o período de avaliação é curto para uma conclusão sobre a qualidade da água deste local. Nos dados compilados pelo PMQACH para esta ETA (Figura 137), a única não conformidade encontrada foi para o alumínio, em 27% das amostras ensaiadas de um total de 39 amostras coletadas. Essa não conformidade para o alumínio já foi encontrada nos anos anteriores, o que representa uma urgente necessidade da avaliação dos parâmetros operacionais da ETA, em especial ao processo de coagulação e floculação.

Figura 135 – Frequência de desconformidades dos EPTs avaliados entre 2015 e 2018 para a ETA do distrito de Santo Antônio do Rio Doce, no município de Aimorés.

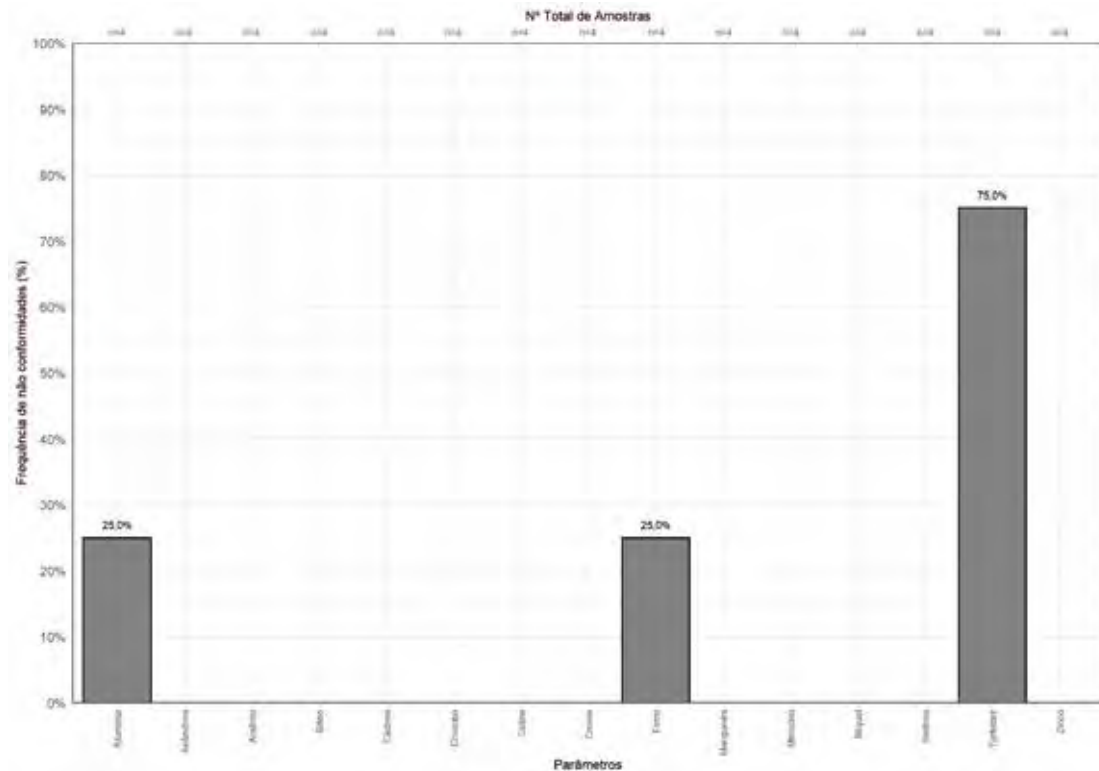


Figura 136 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.

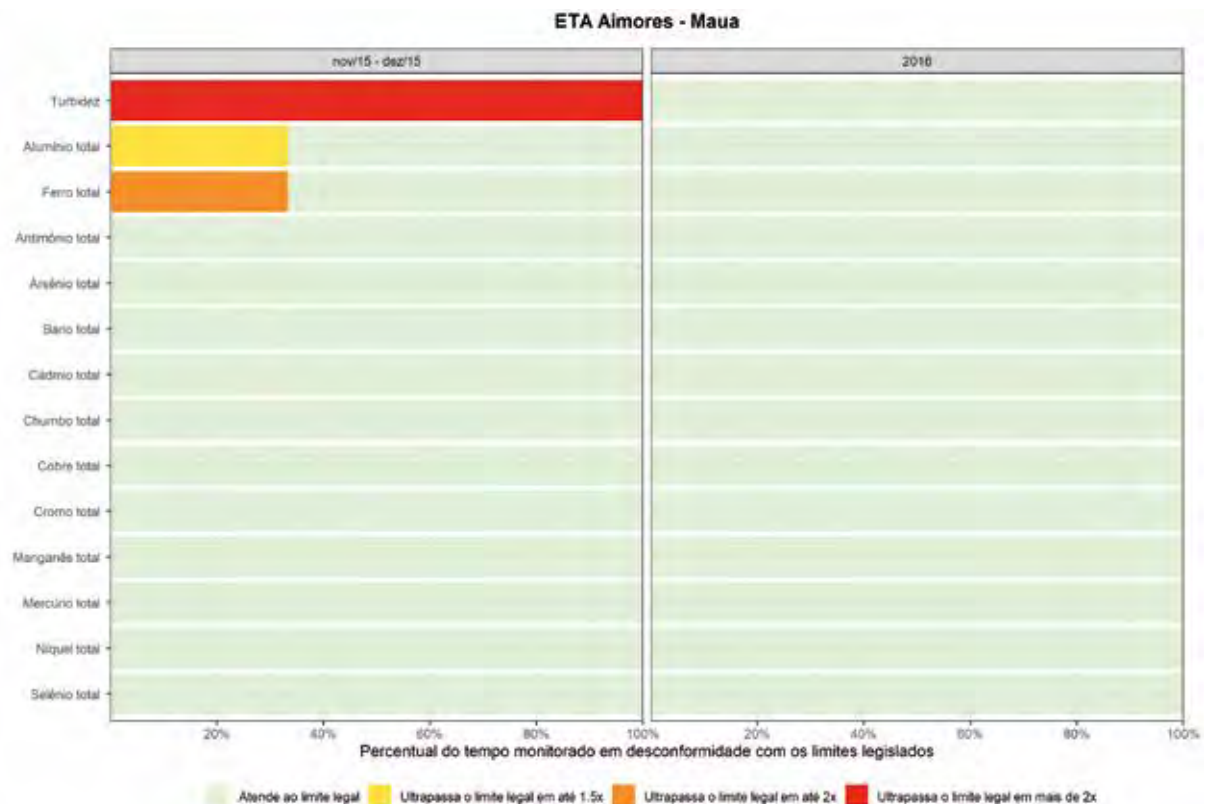
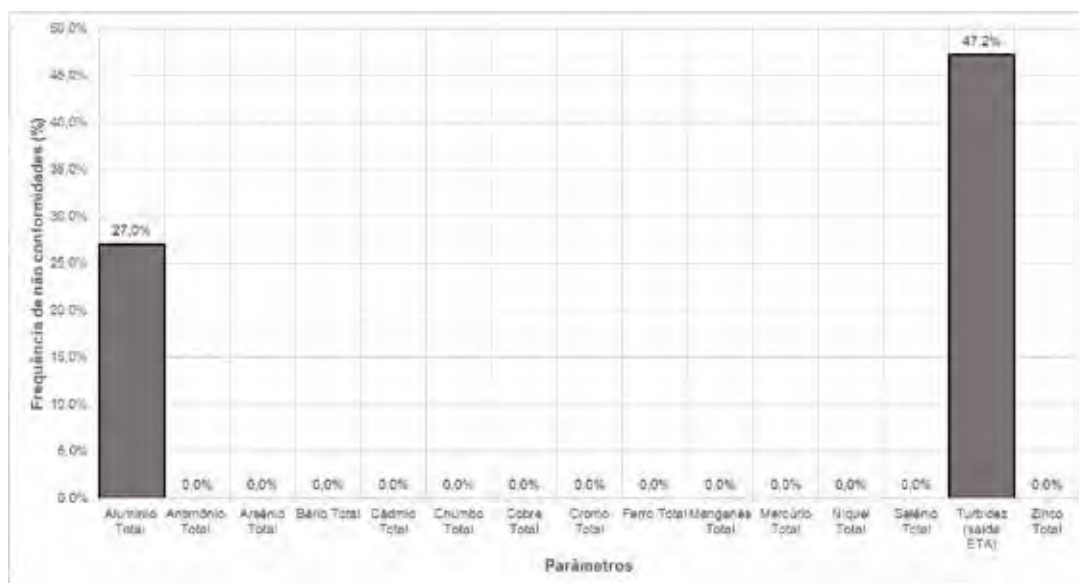


Figura 137 – Frequência de desconformidades dos EPTs avaliados entre 2019 e 2020 para a ETA do distrito de Santo Antônio do Rio Doce, no município de Aimorés.



IFES de Itapina/ES

Na ETA do IFES de Itapina foram realizadas mais de 239 amostragens para cada parâmetro avaliado e foram verificados percentuais de desconformidades para o alumínio, cádmio, manganês e para a turbidez, no período de novembro de 2015 a 2018, conforme a Figura 138.

Dentre os parâmetros avaliados, entre novembro e dezembro de 2015 foi observada desconformidade apenas para a turbidez em mais de 50% do tempo monitorado (Figura 139). Este padrão se manteve com redução inferior a 20% do tempo amostral até 2017. Em 2018 não foram verificados valores desconformes de turbidez para esta ETA.

A partir de 2016, foram observados valores de não conformidades para o manganês, alumínio, cádmio e ferro, sendo todos inferiores a 10% do tempo monitorado neste ano. Valores pontuais de ferro permaneceram até 2017 e 27 não conformidades foram verificadas de manganês em 2017, correspondendo a mais de 20% do tempo monitorado. Estes percentuais diminuíram em 2018.

Percebe-se que nesta ETA houve redução dos valores de turbidez até 2018 e variações no registro de não conformidade para os demais EPTs avaliados, sugerindo-se a continuidade do monitoramento da água tratada neste local.

Nas 58 amostras retiradas da água para consumo humano dessa ETA, entre 2019 e 2020, o manganês continua sendo o principal elemento em desconformidade, com 2 amostras acima do padrão estabelecido pela legislação do Ministério da Saúde (Figura 140).

Figura 138 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA do IFES de Itapina.

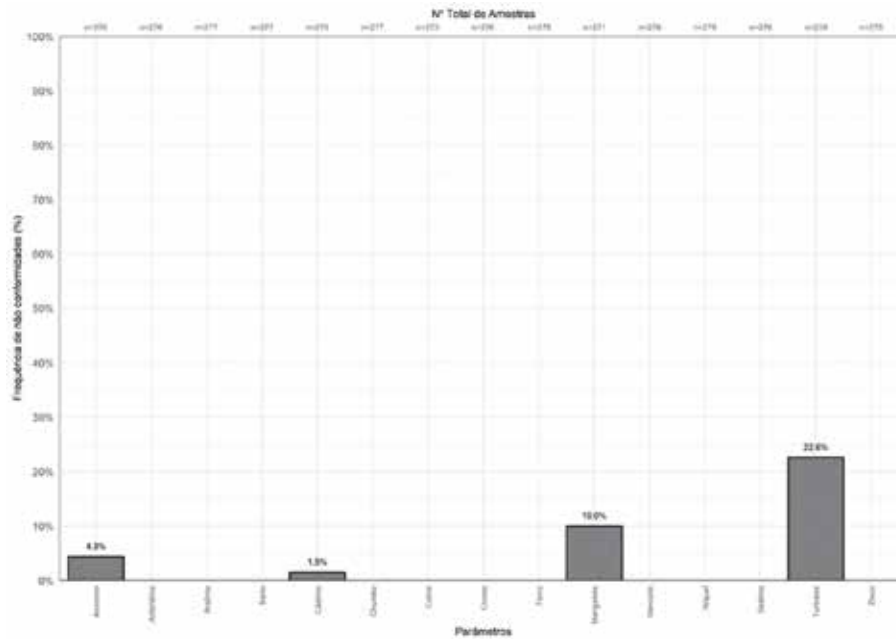


Figura 139 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.

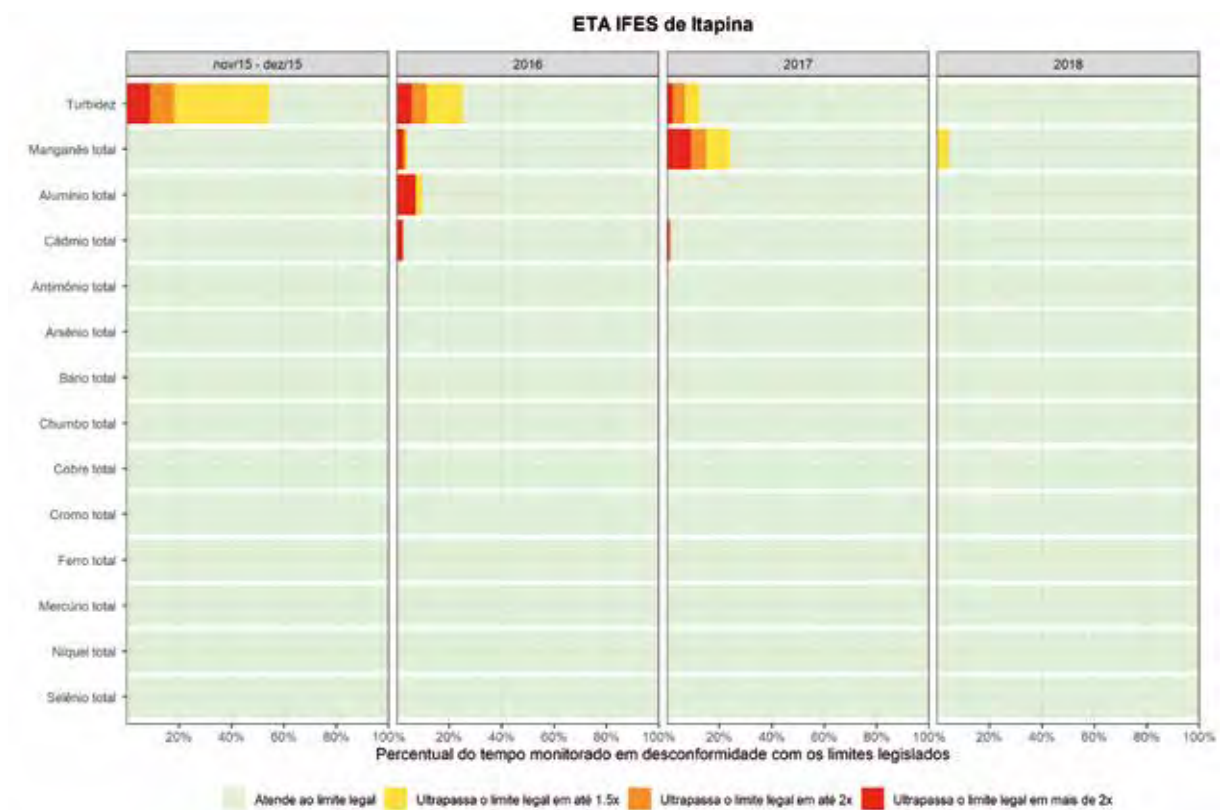
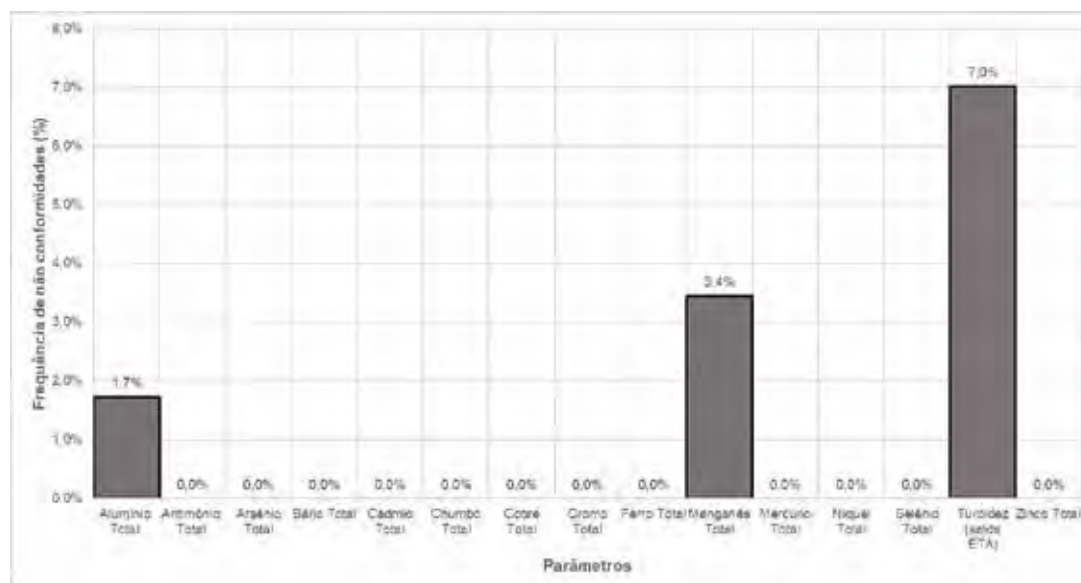


Figura 140 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA do IFES de Itapina.



Colatina/ES

ETA I

Nesta ETA os resultados de não conformidades mais significativos foram de turbidez com 30% do total de 280 amostras acima do valor legislado para água potável (1 UNT). Os EPTs alumínio e manganês também apresentaram percentuais desconformes, porém singulares (Figura 141).

Assim, por meio da Figura 142, é possível perceber que valores de turbidez acima da legislação ocorriam em mais de 60% do tempo amostral em 2015, reduzindo para menos de 10% em 2018.

Nos anos de 2019 e 2020, além do alumínio, foram encontradas também não conformidades para o cádmio e o manganês em apenas uma amostra de água coletada (Figura 143).

Figura 141 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA I de Colatina.

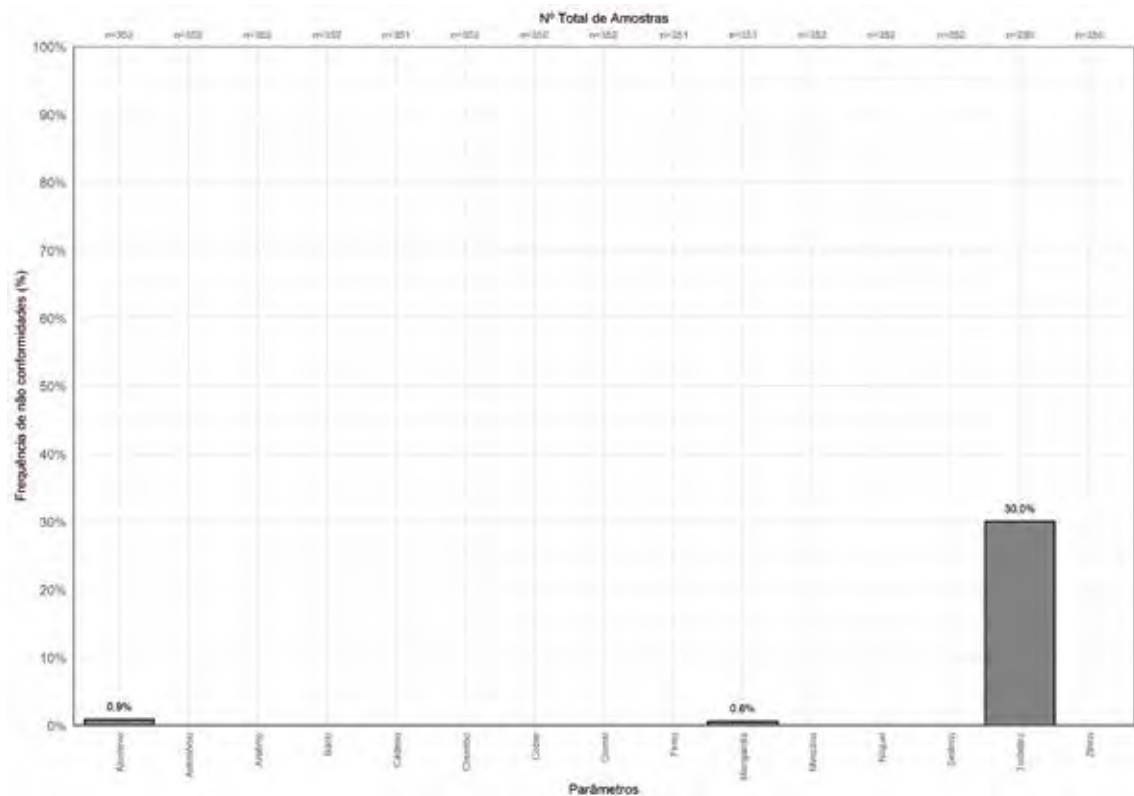
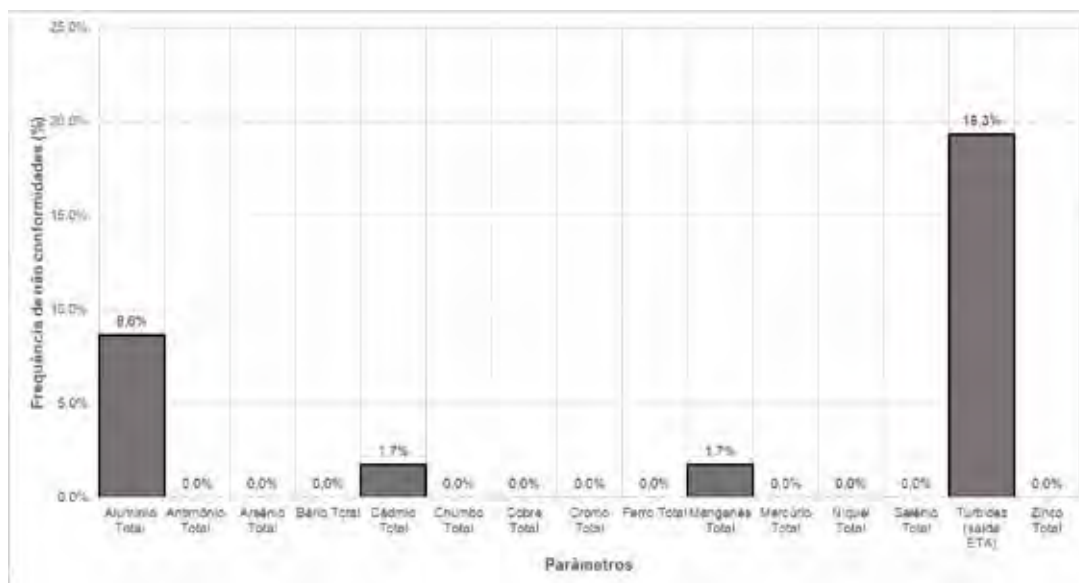


Figura 142 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.



Figura 143 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA I de Colatina.

ETA II

Na ETA II de Colatina os parâmetros com resultados não conformes mais significativos foram a turbidez com 22,8% do total de 265 amostras e manganês com 3,8% de desconformidades. Os EPTs alumínio, cádmio e ferro também apresentaram percentuais desconformes com a legislação, porém pontuais (Figura 144).

Por meio da Figura 145, é possível perceber que valores de turbidez acima da legislação ocorriam em mais de 40% do tempo amostral em 2015, sendo que em 2017 reduziu para 10%. Observa-se a redução da turbidez na água tratada, conforme ocorreu na água bruta no rio Doce.

Em 2015, também se verificaram desconformidades para o cádmio em mais de 10% do tempo amostral, superando o dobro do valor legislado, e para manganês, alumínio e ferro em menos de 10% das amostragens. Em 2018 não ocorreram desconformidades para estes EPTs.

Assim como na ETA I, entre 2019 e 2020, foram encontradas pelo PMQACH não conformidades na água para consumo humano para os elementos alumínio, cádmio e manganês (Figura 146).

Figura 144 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA II de Colatina.

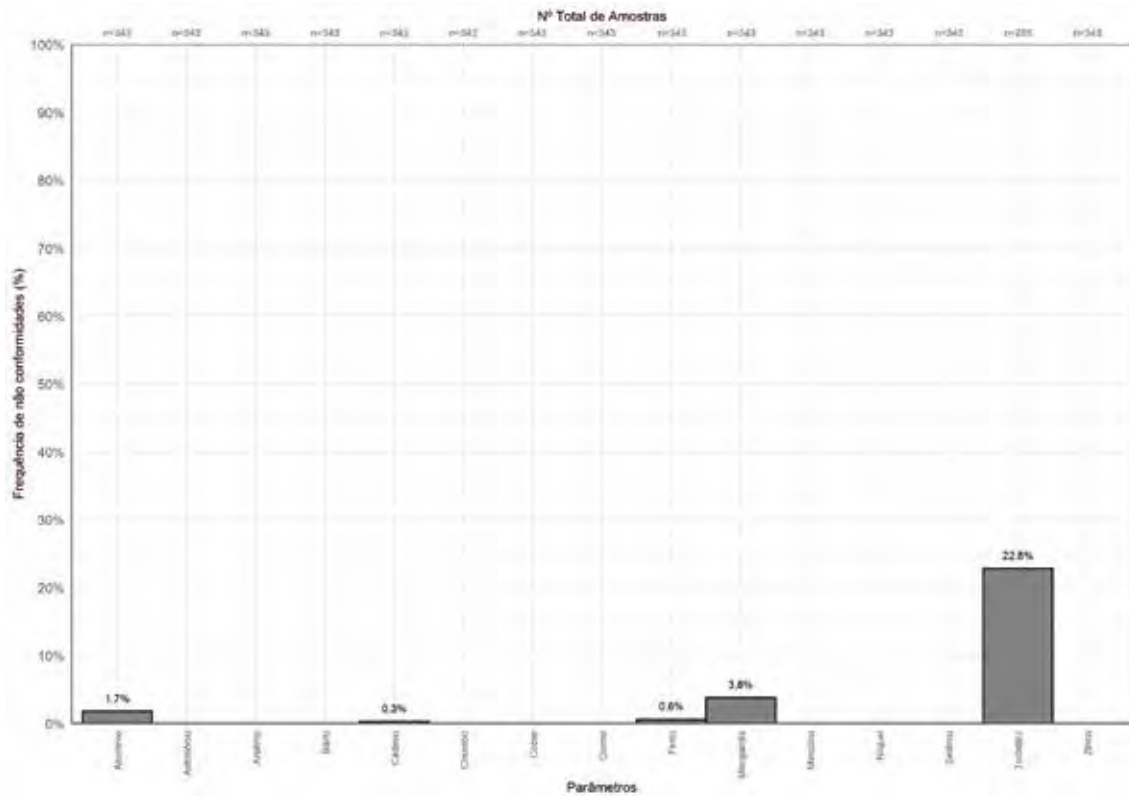


Figura 145 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.

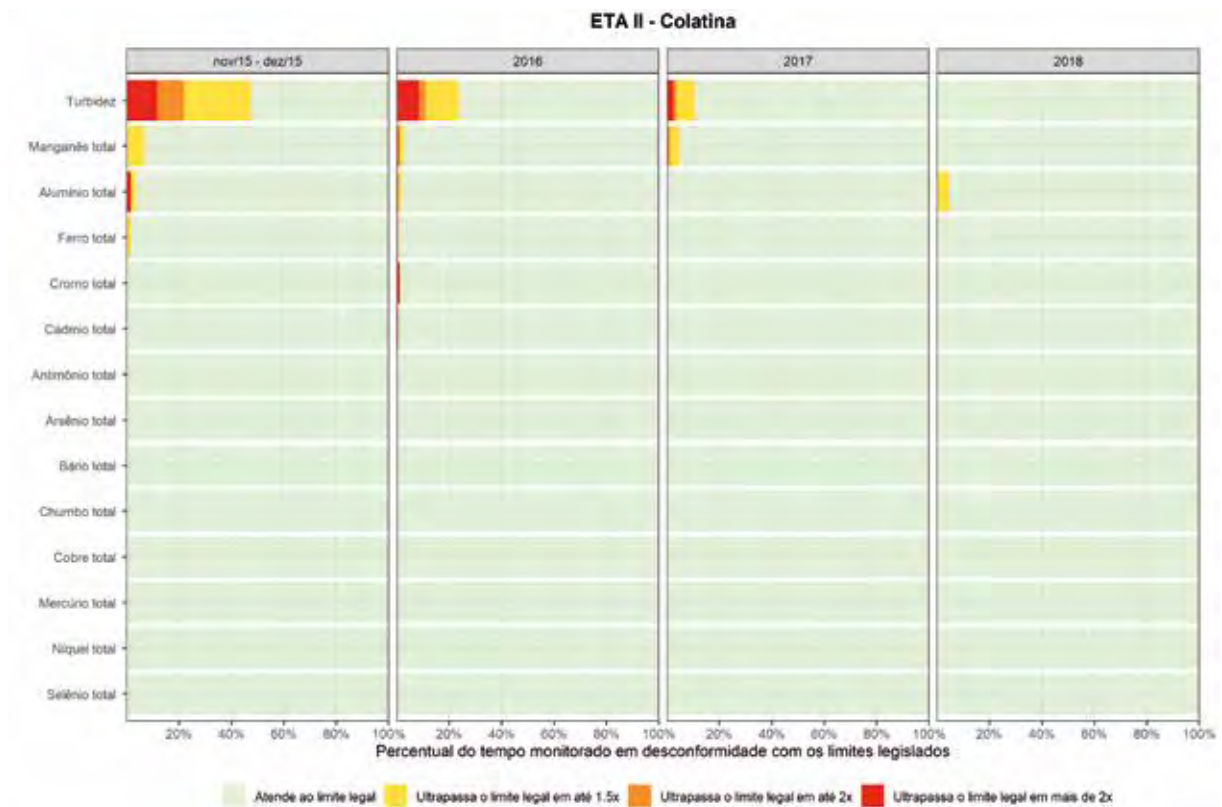
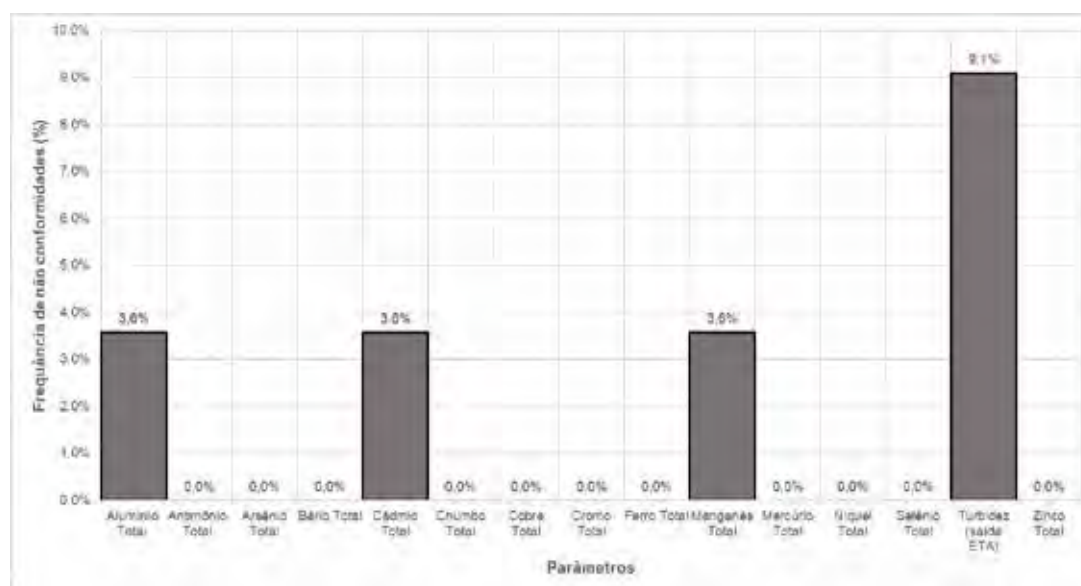


Figura 146 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA II de Colatina.

ETA IV

Na ETA IV de Colatina foram realizadas entre 216 e 244 amostragens dependendo do parâmetro analisado. Foram verificados percentuais de desconformidades para alumínio, cádmio, ferro, manganês e para turbidez entre 2015 e 2018, conforme Figura 147.

Valores superiores à Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde para a turbidez e o manganês se mantiveram presentes desde o desastre em 2015 até 2018, superando a legislação em até duas vezes para o manganês e acima disso para a turbidez, no último ano de medição (Figura 148). Valores desconformes para ferro e alumínio se mantiveram presentes até 2016, mas com percentuais de desacordo inferiores a 10%.

Nas coletas de água realizadas em 2019 e 2020 (Figura 149), foram encontradas 5 desconformidades para o alumínio, uma para o ferro e duas para o manganês entre 56 amostras analisadas. As concentrações dessas não conformidades são muito similares às encontradas nos anos anteriores, exceto para o cádmio, que não esteve presente em teores acima da legislação nessa amostragem.

Figura 147 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2015 e 2018 para a ETA IV de Colatina.

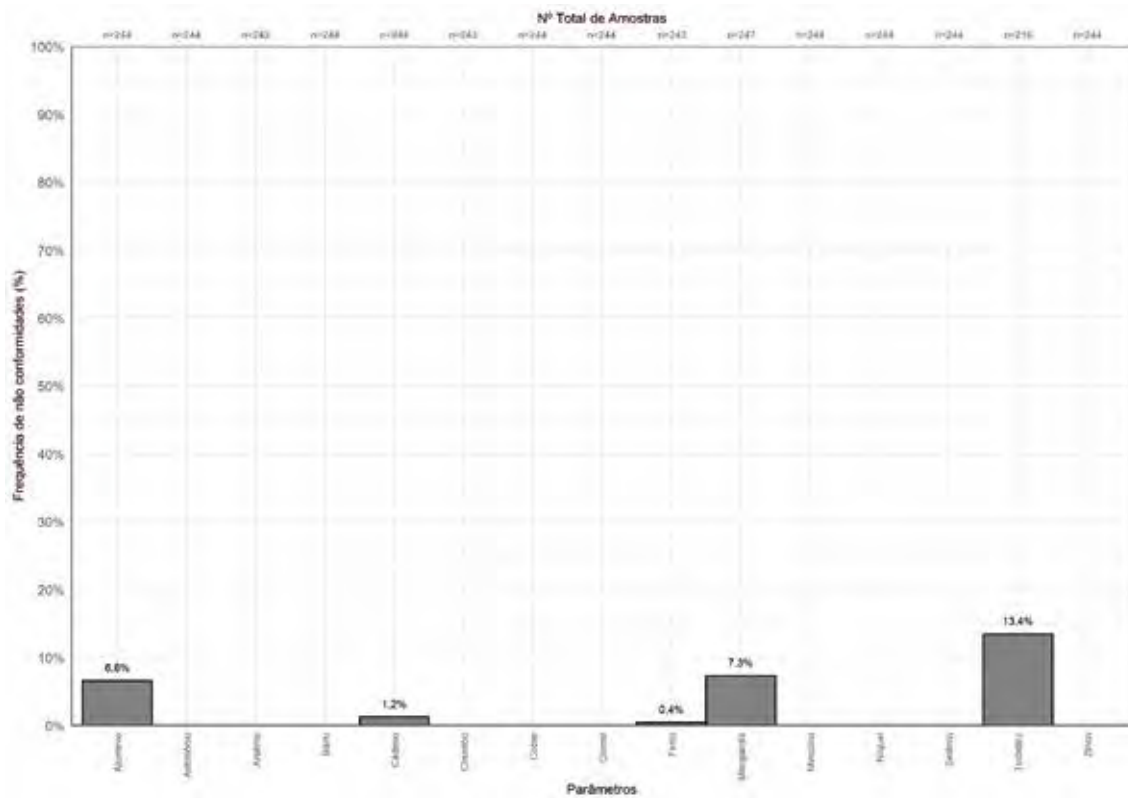


Figura 148 – Percentual do tempo monitorado em desconformidade com os limites da Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde.

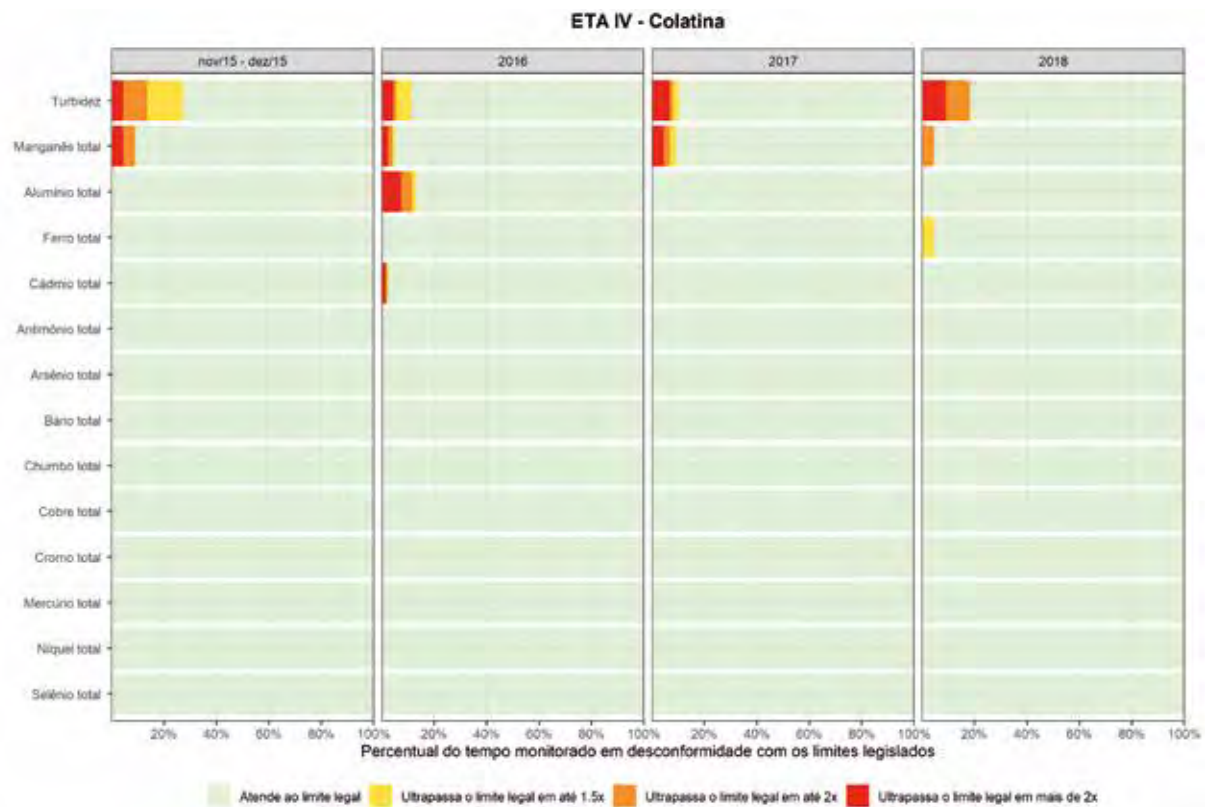
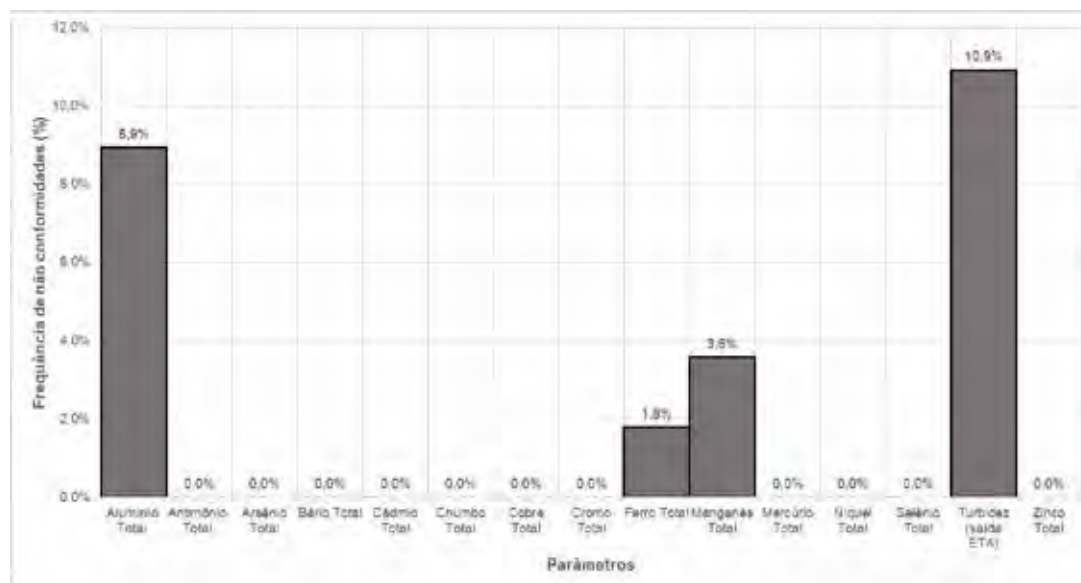


Figura 149 – Frequência de desconformidades dos EPTs entre 2019 e 2020 para a ETA IV de Colatina.

RESULTADOS DAS CAMPANHAS DE MONITORAMENTO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA REALIZADAS PELO LACTEC

No presente relatório suplementar são apresentados os resultados obtidos quanto à avaliação da comunidade fitoplanctônica no tocante aos monitoramentos realizados exclusivamente pelo Lactec entre os anos de 2018 e 2020. Dados secundários, obtidos de outras instituições que realizaram monitoramentos na região, estão apresentados no Relatório de Acompanhamento de Danos.

AMBIENTES FLUVIAIS

Conforme apresentado no Relatório de Acompanhamento de Danos, a passagem da onda de rejeitos da barragem de Fundão pelo leito do rio Doce causou danos gravíssimos à comunidade fitoplanctônica, os quais foram avaliados a partir de dados secundários resultantes do monitoramento realizado pelas concessionárias responsáveis pelas usinas hidrelétricas presentes neste rio. Os danos aos organismos fitoplanctônicos foi considerado cessado e irreversível, uma vez que houve a formação de uma nova comunidade após o desastre e esta não vem apresentando indícios de retorno às suas condições originais.

No documento corrente é apresentada a avaliação do fitoplâncton dos ambientes fluviais com base em dados primários resultantes das campanhas de coleta efetuadas pelo Lactec, durante o período de pós-desastre (2018-2020), com o intuito de verificar alterações na estrutura (riqueza e densidade de espécies) e composição (abundância de espécies) da comunidade.

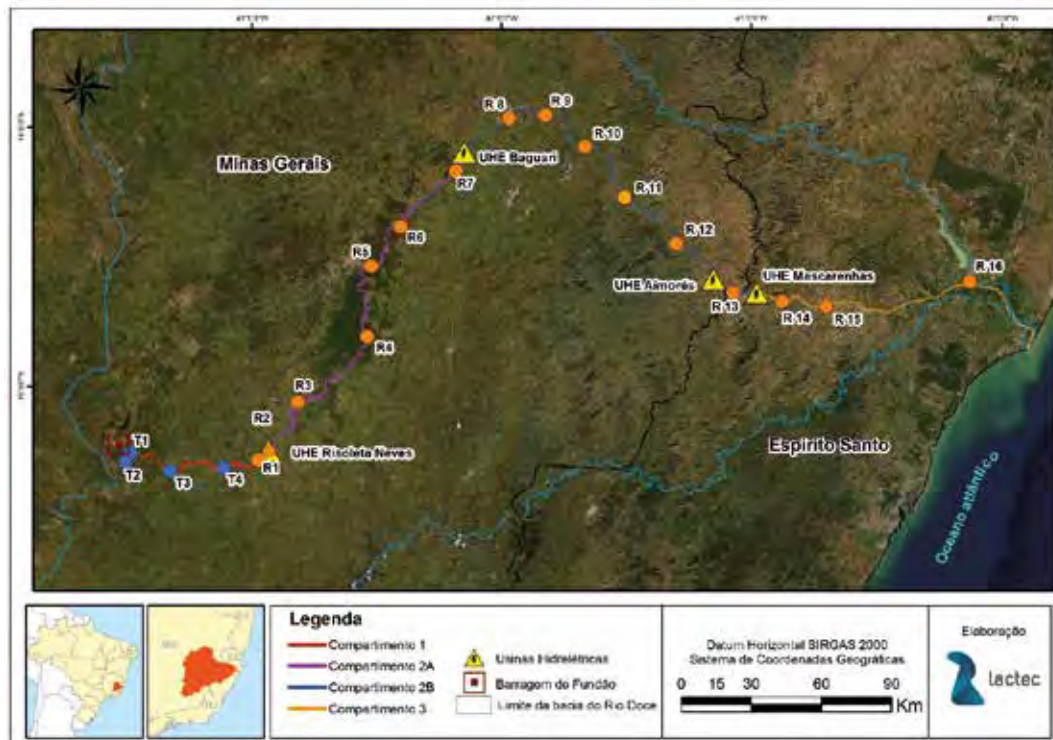
METODOLOGIA

Após o desastre, o Lactec realizou cinco campanhas de coleta de amostras na Área de Passagem e Deposição da Lama - APDL (junho/2018, janeiro/2019, agosto/2019, fevereiro/2020 e agosto/2020). Amostras de fitoplâncton e clorofila-a foram obtidas em 16 estações no rio Doce e 4 estações nos tributários (Tabela 33, Figura 150).

Tabela 33 – Estações de monitoramento do fitoplâncton avaliadas pelo LACTEC no rio Doce e seus afluentes.

Compartimento	Estações LACTEC	Rio	Município	Coordenadas (UTM)		
				Fuso	E	S
1	T1	Córrego Santarém	Bento Rodrigues	23	7760995.08 m	666006.87 m
	T2	Rio Gualaxo do Norte	Bento Rodrigues, Camargo	23	7759316.93 m	665464.90 m
	T3	Rio Gualaxo do Norte	São Luís, Monsenhor Horta	23	7753947.13 m	682779.50 m
	T4	Rio do Carmo	Barra Longa	23	7755982.72 m	705470.83 m
	R1	Rio Doce	Santa Cruz do Escalvado	23	7757273.49 m	717242.00 m
2A	R2	Rio Doce	logo a jusante do reservatório da UHE Risoleta Neves	23	7764129.65 m	724096.44 m
	R3	Rio Doce	São Domingos do Prata	23	7784722.70 m	735378.65 m
	R4	Rio Doce	Marliéria, Pingo-d'Água	23	7813148.76 m	763702.01 m
	R5	Rio Doce	Santana do Paraíso	23	7843187.93 m	763025.27 m
	R6	Rio Doce	Belo Oriente, Bugre	23	7860846.08 m	775725.13 m
	R7	Rio Doce	Fernandes Tourinho, Periquito	23	7888067.82 m	799419.18 m
2B	R8	Rio Doce	Governador Valadares	24	7909485.27 m	188894.89 m
	R9	Rio Doce	Governador Valadares	24	7912281.12 m	201798.01 m
	R10	Rio Doce	Galileia, Tumiritinga	24	7900393.22 m	220958.84 m
	R11	Rio Doce	Conselheiro Pena	24	7878537.69 m	241286.56 m
	R12	Rio Doce	Resplendor	24	7858920.46 m	264690.43 m
	R13	Rio Doce	Aimorés (MG), Baixo Guandu (ES)	24	7841936.02 m	288640.23 m
3	R14	Rio Doce	Itapina	24	7839731.68 m	309788.15 m
	R15	Rio Doce	Colatina	24	7839580.28 m	328871.42 m
	R16	Rio Doce	Linhares	24	7853399.53 m	389056.64 m

Figura 150 – Localização das estações de monitoramento do fitoplâncton avaliadas pelo LACTEC no rio Doce e seus afluentes.



As amostras de fitoplâncton foram coletadas na subsuperfície da d'água e fixadas com solução de lugol acético (BICUDO; MENEZES, 2006). Em laboratório, as espécies foram identificadas e quantificadas seguindo a metodologia descrita no Relatório de Acompanhamento de Danos. A concentração de clorofila-a foi estimada em campo com auxílio de sonda multiparamétrica YSI EXO2. Dados de densidade, biomassa, riqueza e diversidade de espécies foram apresentados em gráficos e as espécies encontradas registradas em tabelas e figuras.

AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Ao longo de todo o monitoramento da comunidade fitoplanctônica dos ambientes fluviais (baseado em coletas de jun/2018 a ago/2020) foram encontradas 267 espécies de microalgas no rio Doce e tributários (Tabela 34, Figura 151). Dentre as 12 classes registradas, as que apresentaram maior riqueza foram diatomáceas (Bacillariophyceae: 94 táxons), clorófitas (Chlorophyceae: 70 táxons) e cianobactérias (Cyanophyceae: 39 táxons). A riqueza total entre as estações de coleta variou de 41 táxons na estação R11, em Conselheiro Pena, a 71 táxons nas estações R1, situada próximo a cabeceira do rio Doce, e R15, localizada mais a jusante na cidade de Colatina-ES (Tabela 34).

Tabela 34 – Ocorrência das espécies do fitoplâncton nas estações de monitoramento do Lactec no rio Doce e tributários.

Táxons	Compartmento 1										Compartmento 2A					Compartmento 2B					Compartmento 3				
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16					
Bacillariophyceae																									
<i>Achnanthidium minutissimum</i>		X	X	X	X						X						X	X	X	X					
<i>Achnanthidium</i> sp.1		X	X			X			X		X														
<i>Achnanthidium</i> sp.3	X																								
<i>Anorthoneis dulcis</i>															X	X		X	X						
<i>Aulacoseira ambigua</i>																									X
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>											X	X												X	
<i>Aulacoseira pusilla</i>																									X
<i>Aulacoseira tenella</i>				X	X	X	X																		
<i>Aulacoseira</i> sp.							X																		X
<i>Capartogramma crucicola</i>													X												X
<i>Chamaepinnularia brasilianopsis</i>										X															
<i>Cocconeis euglypta</i>		X			X							X	X	X	X										
<i>Cocconeis fluviatilis</i>													X												X
<i>Cocconeis lineata</i>		X					X					X		X	X	X	X	X	X						X
<i>Cyclostephanus invisitatus</i>	X				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						X
<i>Cyclotella cryptica</i>		X	X	X					X	X	X	X													X
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		X	X	X				X	X	X	X	X	X			X	X	X	X						
<i>Cymbella affinis</i>		X		X	X	X																			X
<i>Cymbella tumida</i>																									
<i>Diademsis confervacea</i>											X														
<i>Diploneis</i> sp.1																									X
<i>Diploneis</i> sp.2				X																					
<i>Discostella stelligera</i>	X	X			X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X						X
<i>Discostella</i> sp.	X			X																					
<i>Encyonema silesiacum</i>							X	X	X															X	X
<i>Encyonema</i> sp.1		X		X	X	X	X	X	X						X			X	X	X					X

Táxons	Compartmento 1				Compartmento 2A				Compartmento 2B				Compartmento 3							
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
<i>Encyonema</i> sp.2										X										
<i>Encyonema</i> sp.3				X																
<i>Encyonopsis subminuta</i>	X	X	X																	
<i>Eunotia</i> sp.1		X	X		X		X						X		X	X	X	X	X	
<i>Eunotia</i> sp.2																				X
<i>Fragilaria</i> sp.1	X		X	X												X	X	X	X	
<i>Fragilaria</i> sp.2	X			X	X	X	X		X	X	X					X				X
<i>Gogorevia exiguum</i>														X	X	X				
<i>Gomphonema lagenula</i>		X	X		X					X			X		X		X	X	X	
<i>Gomphonema parvulum</i>			X																	
<i>Gomphonema</i> sp.1			X	X	X															
<i>Gomphonema</i> sp.2		X	X																	
<i>Gomphonema</i> sp.3																X				
<i>Hantzschia amphioxys</i>														X						
<i>Hippodonta hungarica</i>																	X		X	
<i>Melosira varians</i>				X	X	X	X	X		X										
<i>Navicula cryptocephala</i>		X	X						X	X		X	X	X			X		X	
<i>Navicula cryptotenella</i>		X	X		X	X	X		X	X		X	X	X		X	X	X	X	
<i>Navicula rostellata</i>					X	X	X	X		X		X				X				
<i>Navicula simulata</i>		X		X	X	X	X	X					X	X						
<i>Navicula</i> sp.1			X	X	X	X	X	X	X	X					X		X			
<i>Navicula</i> sp.2				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X
<i>Navicula</i> sp.3													X			X				X
<i>Navicula</i> sp.4	X			X				X	X											
<i>Navicula</i> sp.5					X							X								
<i>Navicula</i> sp.6		X	X	X			X					X	X	X						
<i>Navicula</i> sp.7									X											
<i>Navigeia aikenensis</i>					X				X			X			X		X			
<i>Navigeia decussis</i>				X	X	X	X	X					X						X	

Táxons	Compartmento 1				Compartmento 2A				Compartmento 2B				Compartmento 3							
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
<i>Navigeia lateropunctata</i>					X	X	X	X	X											
<i>Neidium iridis</i>					X															
<i>Nitzschia amphibia</i>	X		X											X		X				
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i>																				X
<i>Nitzschia gracilis</i>		X			X	X	X	X	X	X	X	X				X				
<i>Nitzschia linearis</i>		X	X	X	X	X	X						X							
<i>Nitzschia palea</i>		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X		X
<i>Nitzschia terrestris</i>									X											
<i>Nitzschia</i> sp.1		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> sp.2		X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> sp.3			X							X	X				X					
<i>Nitzschia</i> sp.5																X				
<i>Nitzschia</i> sp.6																		X	X	X
<i>Nitzschia</i> sp.7				X		X	X	X			X	X			X					
<i>Nitzschia</i> sp.9													X							
<i>Nitzschia</i> sp.10								X												
<i>Pinnularia</i> sp.1		X	X							X						X			X	
<i>Pinnularia</i> sp.2	X									X										
<i>Pinnularia</i> sp.3				X		X														
<i>Planothidium</i> sp.1											X	X	X	X	X					
<i>Planothidium</i> sp.2					X															
<i>Pleurosira laevis</i>														X	X					
<i>Sellaphora</i> sp.1					X	X									X					
<i>Sellaphora</i> sp.2					X		X						X	X				X		
<i>Sellaphora</i> sp.3		X												X						
<i>Seminavis strigosa</i>											X	X	X	X	X				X	
<i>Simonsenia delognei</i>																				
<i>Skeletonema potamus</i>		X										X								
<i>Spicatricibra kigstonii</i>												X	X						X	

Táxons	Compartmento 1				Compartmento 2A				Compartmento 2B				Compartmento 3							
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
<i>Stenopterobia delicatissima</i>				x																
<i>Surirella angusta</i>									x											
<i>Surirella</i> sp.1				x								x					x			
<i>Surirella</i> sp.2			x																	
<i>Synedra gouldarii</i>					x	x								x		x	x			x
<i>Tryblionella victoriae</i>														x		x				
<i>Ulnaria</i> sp.					x															
<i>Urosolenia braunii</i>																		x		
<i>Urosolenia obesa</i>					x				x		x	x				x	x	x	x	x
<i>Urosolenia</i> sp.1							x										x	x		x
Chlamydomphyeace																				
<i>Chlamydomonas</i> sp.1	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chlamydomonas</i> sp.2		x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chlamydomonas</i> sp.3				x																
<i>Chlamydomonas</i> sp.4					x					x										
<i>Chlorogonium</i> sp.																		x		
<i>Pirobotrrys casinoensis</i>																			x	
<i>Spermatozopsis exultans</i>						x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chlorophyceae																				
<i>Actinastrum hantzschii</i>									x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>						x	x													
<i>Ankyra</i> sp.															x		x	x	x	x
<i>Botryococcus braunii</i>																				x
<i>Chlorella minutissima</i>	x			x	x	x	x				x						x			
<i>Chlorotetraedron incus</i>															x	x	x	x		
<i>Coenochloris fottii</i>													x						x	
<i>Coenococcus planctonicus</i>	x				x	x	x			x	x	x	x	x						x
<i>Coelastrum astroideum</i>										x							x			
<i>Coelastrum proboscideum</i>																				

Táxons	Compartmento 1				Compartmento 2A				Compartmento 2B				Compartmento 3							
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
<i>Desmodesmus abundans</i>										X	X			X			X			
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>armatus</i>										X						X				
<i>Desmodesmus denticulatus</i>						X	X	X		X						X				
<i>Desmodesmus intermedius</i>				X		X			X			X		X				X		
<i>Desmodesmus serratus</i>							X				X					X	X			X
<i>Desmodesmus spinosus</i>									X											
<i>Demosdesmus</i> sp.1							X													
<i>Demosdesmus</i> sp.2						X				X										
<i>Demosdesmus</i> sp.3								X	X		X		X		X	X	X	X		X
<i>Demosdesmus</i> sp.4						X	X		X											
<i>Demosdesmus</i> sp.5											X		X				X			
<i>Demosdesmus</i> sp.6					X						X									
<i>Demosdesmus</i> sp.7											X									
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>								X												
<i>Dictyosphaerium</i> sp.1						X	X			X	X	X	X				X	X	X	X
<i>Dictyosphaerium</i> sp.3											X									
<i>Dimorphococcus lunatus</i>					X															
<i>Elakatothrix genevensis</i>	X										X		X							
<i>Geminella</i> sp.										X										
<i>Hariotina reticulata</i>									X											X
<i>Kirchneriella aperta</i>												X								
<i>Kirchneriella lunaris</i>				X																
<i>Lemmermannia tetrapedia</i>								X			X									
<i>Lemmermannia triangularis</i>	X								X											
<i>Messastrum gracile</i>								X		X	X					X				
<i>Micractinium pusillum</i>										X	X							X	X	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>								X	X		X	X								
<i>Monoraphidium circinale</i>			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X					X	X	X	X
<i>Monoraphidium contortum</i>			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X

Táxons	Compartmento 1				Compartmento 2A				Compartmento 2B				Compartmento 3							
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
<i>Monoraphidium griffithii</i>		X					X								X		X			X
<i>Monoraphidium irregulare</i>							X	X	X	X	X		X			X	X		X	
<i>Monoraphidium minutum</i>							X		X	X										
<i>Monoraphidium</i> sp.1	X										X									X
<i>Monoraphidium</i> sp.2	X	X			X	X				X										
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>												X	X			X	X			
<i>Nephrocystium agardhianum</i>																				X
<i>Nephrochlamys</i> sp.					X		X	X											X	
<i>Oocystis borgei</i>			X	X		X														X
<i>Oocystis lacustris</i>	X		X	X																
<i>Oocystis</i> sp.	X				X													X		
<i>Parapediastrium longicornutum</i>									X											
<i>Pectinodesmus javanensis</i>																X				
<i>Planctonema lauterbornii</i>												X								
<i>Raphidocelis rosolata</i>														X						X
<i>Schroederia indica</i>																				
<i>Scenedesmus ecornis</i>			X	X		X	X			X	X			X	X					X
<i>Scenedesmus obtusus</i>					X															
<i>Scenedesmus</i> sp.1				X																
<i>Selenastrum bibraianus</i>																				X
<i>Stauridium tetras</i>									X											
<i>Tetradesmus acuminatus</i>					X		X			X			X			X				
<i>Tetradesmus dimorphus</i>	X										X						X	X		
<i>Tetradesmus obliquus</i>									X	X										
<i>Tetradesmus</i> sp.										X	X									
<i>Tetraedron caudatum</i>																				
<i>Tetraedron minimum</i>												X		X						
<i>Tetrastrum heterocanthum</i>											X							X	X	
<i>Treubaria schmidei</i>					X															

Táxons	Compartmento 1				Compartmento 2A				Compartmento 2B				Compartmento 3							
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
<i>Treubaria triappendiculata</i>										x										
<i>Willea rectangularis</i>											x					x				
Chrysophyceae																				
<i>Chromulina gyrans</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chrysamoeba</i> sp.										x						x	x	x	x	x
<i>Chrysococcus</i> sp.	x																			
<i>Dinobryon divergens</i>	x	x	x					x												
<i>Dinobryon sertularia</i>	x	x																		
<i>Kephyrion</i> sp.1	x	x	x	x	x							x								
Mallomonas akrokomos																				
<i>Mallomonas tonsurata</i>								x	x		x						x	x	x	x
<i>Mallomonas</i> sp.1	x	x	x					x									x			
<i>Mallomonas</i> sp.2	x	x	x			x	x	x	x	x	x		x			x	x			
<i>Synura</i> sp.																				x
Cryptophyceae																				
<i>Chroomonas</i> sp.					x	x			x	x							x		x	
<i>Cryptomonas erosa</i>	x								x	x	x			x						
<i>Cryptomonas</i> sp.1	x					x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.2	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.3			x		x	x		x	x			x	x	x			x	x	x	x
<i>Plagioselmis lacustris</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	x									x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Rhodomonas</i> sp.					x	x		x				x					x	x	x	x
Cyanophyceae																				
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aphanothece</i> sp.	x																			
<i>Chamaesiphon</i> sp.																				
<i>Chroococcus dispersus</i>																				x
<i>Chroococcus</i> sp.1																				x

Táxons	Compartmento 1				Compartmento 2A				Compartmento 2B				Compartmento 3							
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
<i>Chroococcus</i> sp.2								X												
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>													X	X						X
<i>Cyanoduction iac</i>					X	X							X	X						
<i>Cyanoduction planctonicum</i>				X			X			X										
<i>Cyanogranis ferruginea</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X	X
<i>Cyanosarcina</i> sp.															X					
<i>Dolichospermum planctonicum</i>																				X
<i>Epigloeosphaera brasílica</i>	X		X		X							X							X	
<i>Geitlerinema splendidum</i>			X									X								
<i>Geitlerinema</i> sp.									X						X					
<i>Glaucoospira</i> sp.1													X				X			
<i>Glaucoospira</i> sp.2																			X	
<i>Heteroleibleinia</i> sp.			X		X		X					X	X	X		X		X	X	
<i>Komvophoron</i> sp.											X							X		
<i>Leptolyngbya</i> sp.					X		X					X							X	
<i>Limnothrix</i> sp.																			X	
<i>Merismopedia minima</i>					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Merismopedia</i> sp.1											X									
<i>Merismopedia</i> sp.2																				X
<i>Oscillatoria limosa</i>																		X		
<i>Oscillatoria</i> sp.																				X
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	X	X																		
<i>Planktothrix isothrix</i>																				X
<i>Pseudanabaena catenata</i>	X								X								X	X	X	
<i>Pseudanabaena</i> sp.								X				X								
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>				X														X		X
<i>Raphidiopsis</i> sp.					X		X													
<i>Spirulina subsalsa</i>	X																			
<i>Snowella lacustris</i>										X	X			X						

Táxons	Compartmento 1				Compartmento 2A				Compartmento 2B				Compartmento 3							
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
Snowella sp.											X									
Synechococcus aff. aquatilis								X												
cyanophyceae sp.1							X					X					X	X	X	X
cyanophyceae sp.2											X									
cyanophyceae sp.3																	X			
Dinophyceae																				
Gymnodinium sp.6	X																			
Parvodinium umbonatum	X	X	X	X			X										X	X	X	
Peridinium gatunense		X	X																	
Peridinium sp.1	X																			
Peridinium sp.2							X													
Euglenophyceae																				
Astasia sp.						X											X			
Cryptoglana skujae										X									X	
Euglena sp.1	X	X	X	X					X				X					X		
Euglena sp.2					X			X											X	
Phacus sp.1																				
Phacus sp.2																			X	
Strombomonas sp.3													X							
Trachelomonas superba							X													
Trachelomonas volvocina							X		X											X
Trachelomonas volvocinopsis												X								
Trachelomonas sp.2																			X	
Euglenophyceae sp.																			X	
Oedogoniophyceae																				
Oedogonium sp.																	X			
Prasinophyceae																				
Nephroselmis sp.	X			X										X				X	X	X
Pedinomonas minutissima	X				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

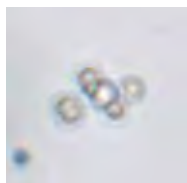
Táxons	Compartmento 1				Compartmento 2A				Compartmento 2B				Compartmento 3							
	T1	T2	T3	T4	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
<i>Tetraselmis</i> sp.	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Zygnemaphyceae																				
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>		x							x		x	x	x				x	x	x	x
<i>Closterium closterioides</i>						x														
<i>Closterium cornu</i>							x													
<i>Cosmarium regnesii</i>	x		x																	
<i>Cosmarium</i> sp.1					x															
<i>Cosmarium</i> sp.3			x																	
<i>Cosmarium</i> sp.4					x															
<i>Euastrum divaricatum</i>							x													
<i>Mougeotia</i> sp.1																				x
<i>Staurostrum tetracerum</i>	x																			
<i>Staurostrum</i> sp.1																				x
<i>Staurostrum</i> sp.2																				x
<i>Staurostrum</i> sp.3																				x
<i>Staurodesmus controversus</i> var. <i>brasiliensis</i>	x	x																		
<i>Teilingia granulata</i>	x		x	x		x														
Xanthophyceae																				
<i>Ophiocytium belenophorus</i>																				x
<i>Tetraplektron</i> sp.						x														
Riqueza (nº de táxons)	51	42	48	52	71	59	65	46	57	57	67	55	47	47	41	58	61	58	71	64

Figura 151 – Ilustração da maior parte das espécies do fitoplâncton encontrada nas estações de monitoramento do Lactec no rio Doce e tributários.

Cyanophyceae



Aphanocapsa delicatissima



Chroococcus dispersus



Chroococcus sp.1



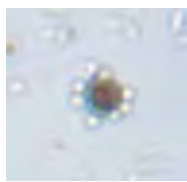
Chroococcus sp.2



Cyanodictyon planctonicum



Aphnanthece sp.



Cyanogranis ferruginea



Epigloesphaera brasiliica



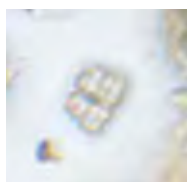
Merismopedia minima



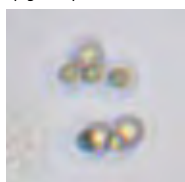
Merismopedia sp.1



Merismopedia sp.2



Cyanosarcina sp.



Snowella lacustris



Snowella sp.



Synechococcus aff. aquatilis



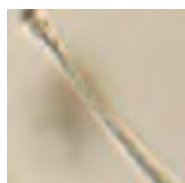
Planktothrix isothrix



Oscillatoria sp.



Geitlerinema splendidum



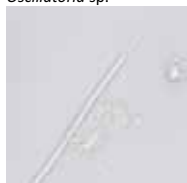
Geitlerinema sp.



Limnothrix sp.



Dolichospermum planctonicum



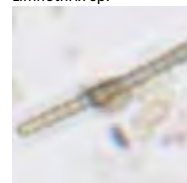
Planktolyngbya limnetica



Pseudanabaena catenata



Pseudanabaena sp.



Heteroleibleinia sp.



Raphidiopsis raciborskii



Raphidiopsis sp.



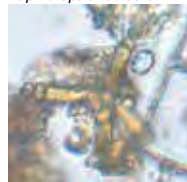
Spirulina subsalsa



Glaucospira sp.1



Glaucospira sp.2



Chamaesiphon sp.



Komvophoron sp.



Leptolyngbya sp.



cyanophyceae sp.1



cyanophyceae sp.2

Cyanophyceae

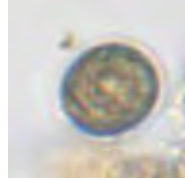


cyanophyceae sp.3

Chlamydomonophyceae



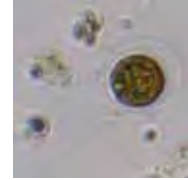
Chlamydomonas sp.1



Chlamydomonas sp.2



Chlamydomonas sp.3

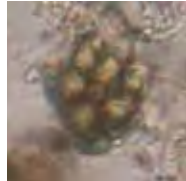


Chlamydomonas sp.4

Xanthophyceae



Spermatozopsis exultans



Pyrobotrys casinoensis



Chlorogonium sp.



Tetraplektron sp.



Ophiocytium belenophorus

Zygnemaphyceae



Closterium acutum var. variabile



Closterium closterioides



Closterium cornu



Euastrum divaricatum



Cosmarium moniliforme



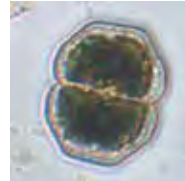
Cosmarium regnesii



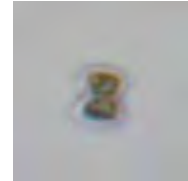
Cosmarium sp.1



Cosmarium sp.3



Cosmarium sp.4



S. controversus var. brasiliensis



Staurastrum tetracerum



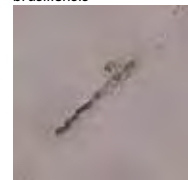
Staurastrum sp.1



Staurastrum sp.2



Staurastrum sp.3



Mougeotia sp.1

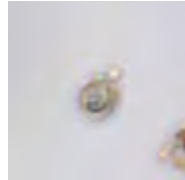
Chrysophyceae



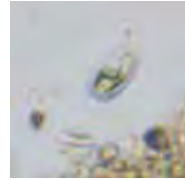
Synura sp.



Dinobryon divergens



Kephyrion sp.1



Mallomonas akrokomos



Mallomonas tonsurata



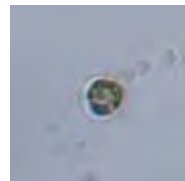
Mallomonas sp.1



Mallomonas sp.2



Chromulina gyrans

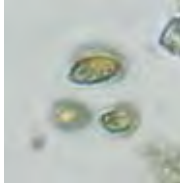


Chrysamoeba sp.



Chrysococcus sp.

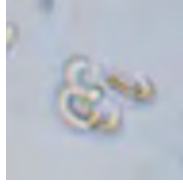
Chlorophyceae



Nephroclythium agardhianum



Nephrochlamys sp.



Raphidocelis rosolata



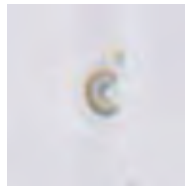
Kirchneriella lunaris



Messastrum gracile



Ankistrodesmus fusiformis



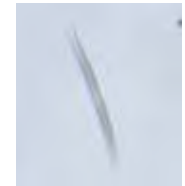
Monoraphidium circinale



Monoraphidium contortum



Monoraphidium arcuatum



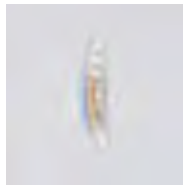
Monoraphidium griffithii



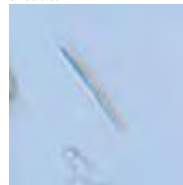
Monoraphidium irregulare



Monoraphidium minutum



Monoraphidium sp.1



Monoraphidium sp.2



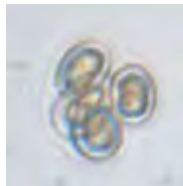
Schroederia indica



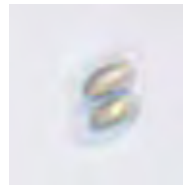
Ankyra sp.



Oocystis borgei



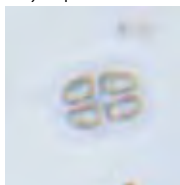
Oocystis lacustris



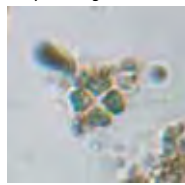
Oocystis sp.



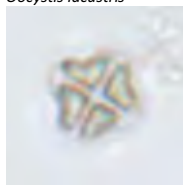
Actinastrum hantzschii



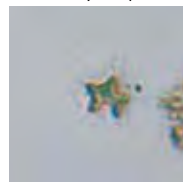
Willea rectangularis



Tetrastrum heterocanthum



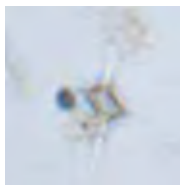
Tetrastrum sp.



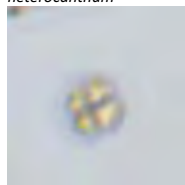
Tetradron caudatum



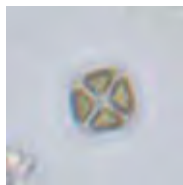
Tetradron minimum



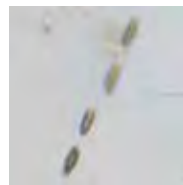
Chlorotetradron incus



Lemmermannia triangularis



Lemmermannia tetrapedia



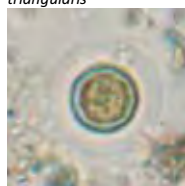
Elakatothrix genevensis



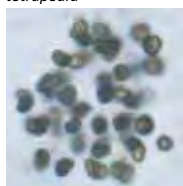
Botryococcus braunii



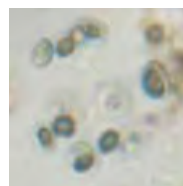
Chlorella vulgaris



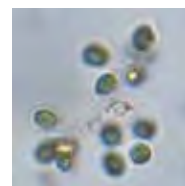
Coenochloris fottii



Dictyosphaerium ehereenbergianum



Dictyosphaerium sp.1



Dictyosphaerium sp.3

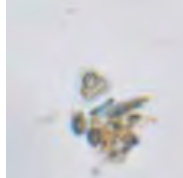
Chlorophyceae



Mucidosphaerium pulchellum



Micractinium pusillum



Treubaria triappendiculata



Treubaria schmidii



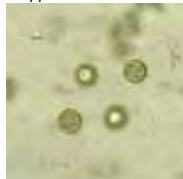
Coelastrum proboscideum



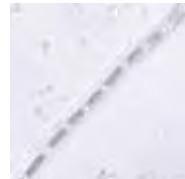
Coelastrum astroideum



Hariotina reticulata



Coenococcus planctonicus



Planctonema lauterbornii



Pectinodesmus javanensis



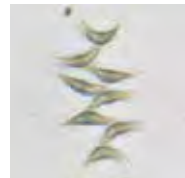
Tetradasmus obliquus



Tetradasmus acuminatus



Tetradasmus dimorphus



Tetradasmus sp.



Desmodesmus spinosus



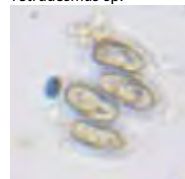
Desmodesmus armatus
var. *armatus*



Desmodesmus abundans



Desmodesmus intermedius



Desmodesmus denticulatus



Desmodesmus serratus



Desmodesmus sp.1



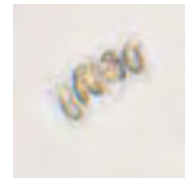
Desmodesmus sp.2



Desmodesmus sp.3



Desmodesmus sp.4



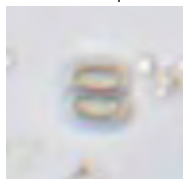
Desmodesmus sp.5



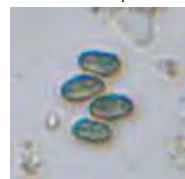
Desmodesmus sp.6



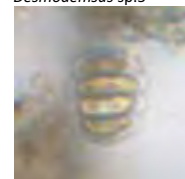
Desmodesmus sp.7



Scenedesmus eornis



Scenedesmus obtusus



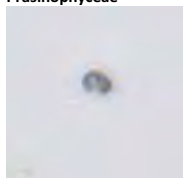
Scenedesmus sp.



Stauridium tetras



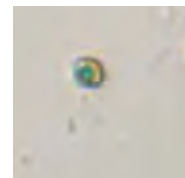
Parapediastrium longicornutum



Nephroselmis sp.



Tetraselmis sp.



Pedinomonas minutissima

Prasinophyceae

Bacillariophyceae



Aulacoseira ambigua



Aulacoseira pusilla



Aulacoseira granulata var.
angustissima



Aulacoseira tenella



Aulacoseira sp.



Cyclotephanus invisitatus



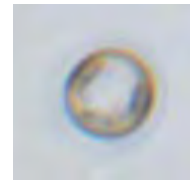
Cyclotella cryptica



Cyclotella meneghiniana



Discostella stelligera



Discostella sp.



Spicaticribr kingstonii



Melosira varians



Pleurosira laevis



Urosolenia braunii



Urosolenia obesa



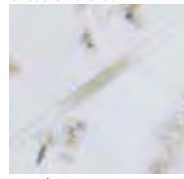
Urosolenia sp.1



Skeletonema potamus



Fragilaria sp.1



Fragilaria sp.2



Ulnaria sp.



Eunotia sp.1



Eunotia sp.2



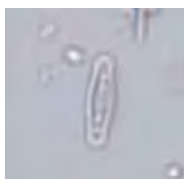
Planothidium sp.1



Planothidium sp.2



Achnanthisidium
minutissimum



Achnanthisidium sp.1



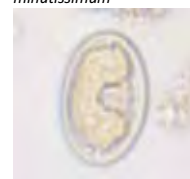
Achnanthisidium sp.3



Gogorevia exiguum



Cocconeis fluviatilis



Cocconeis lineata



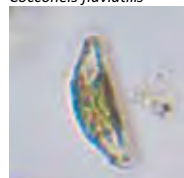
Cocconeis euglypta



Anorthoneis dulcis



Encyonema silesiacum



Encyonema sp.1



Encyonema sp.2

Bacillariophyceae



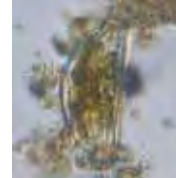
Encyonema sp.3



Encyonopsis subminuta



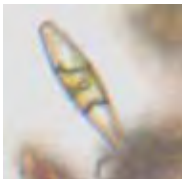
Cymbella affinis



Cymbella tumida



Gomphonema lagenula



Gomphonema sp.1



Gomphonema sp.2



Gomphonema sp.3



Diadesmis confervacea



*Chamaepinnularia
brasilianopsis*



Diploneis sp.1



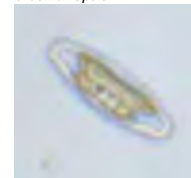
Diploneis sp.2



Hippodonta hungarica



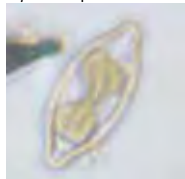
Neidium iridis



Navigeia aikenensis



Navigeia decussis



Navigeia lateropunctata



Navicula cryptotenella



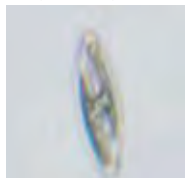
Navicula cryptocephala



Navicula rostellata



Navicula simulata



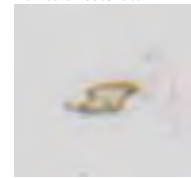
Navicula sp.1



Navicula sp.2



Navicula sp.3



Navicula sp.4



Navicula sp.5



Navicula sp.6



Navicula sp.7



Capartogramma crucicola



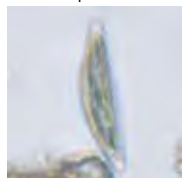
Sellaphora sp.1



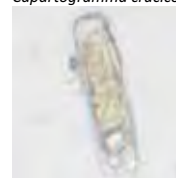
Sellaphora sp.2



Sellaphora sp.3



Seminavis strigosa



Pinnularia sp.1



Pinnularia sp.2

Bacillariophyceae



Pinnularia sp.3



Simonsenia delognei



Nitzschia dissipata var.
media



Nitzschia gracilis



Nitzschia linearis



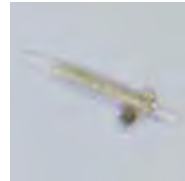
Nitzschia palea



Nitzschia amphibia



Nitzschia terrestris



Nitzschia sp.1



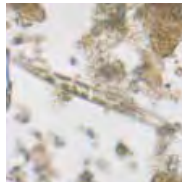
Nitzschia sp.2



Nitzschia sp.3



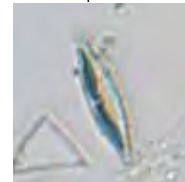
Nitzschia sp.5



Nitzschia sp.6



Nitzschia sp.7



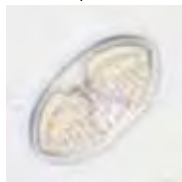
Nitzschia sp.9



Nitzschia sp.10



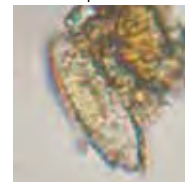
Hantzschia amphioxys



Tryblionella victoriae



*Stenopterobia
delicatissima*



Surirella angusta

Cryptophyceae



Surirella sp.1



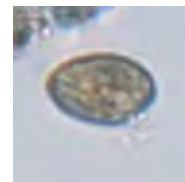
Surirella sp.2



Chroomonas sp.



Cryptomonas sp.1



Cryptomonas sp.2



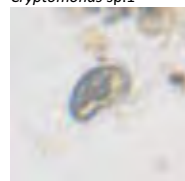
Cryptomonas sp.3



Cryptomonas erosa



Plagioselmis lacustris



*Plagioselmis
nannoplantica*

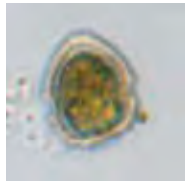


Rhodomonas sp.

Dinophyceae



Gymnodinium sp.6



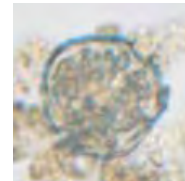
Parvodinium umbonatum



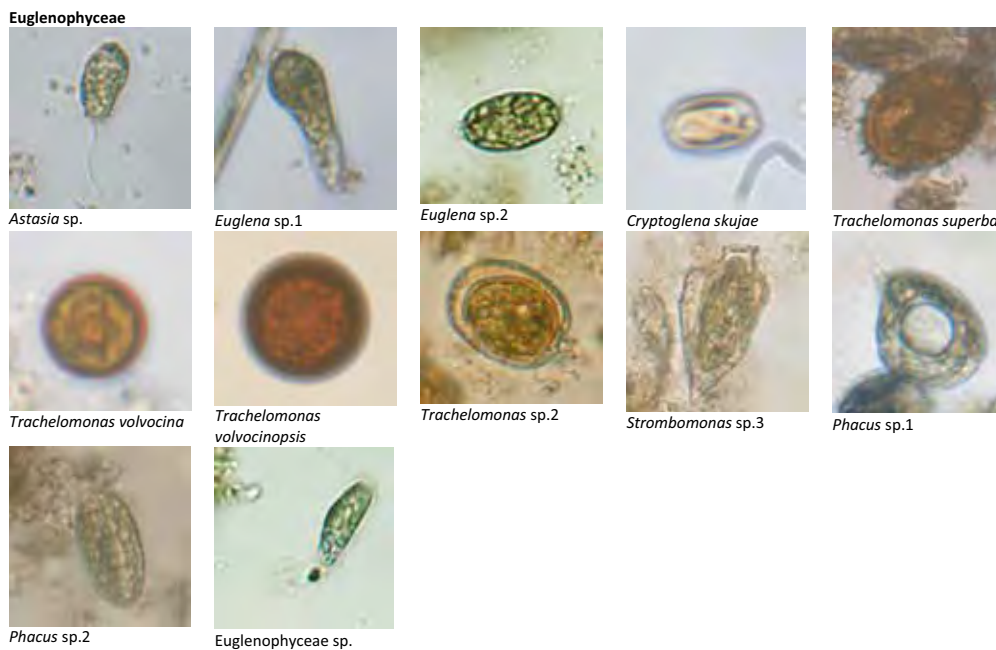
Peridinium gatunense



Peridinium sp.1

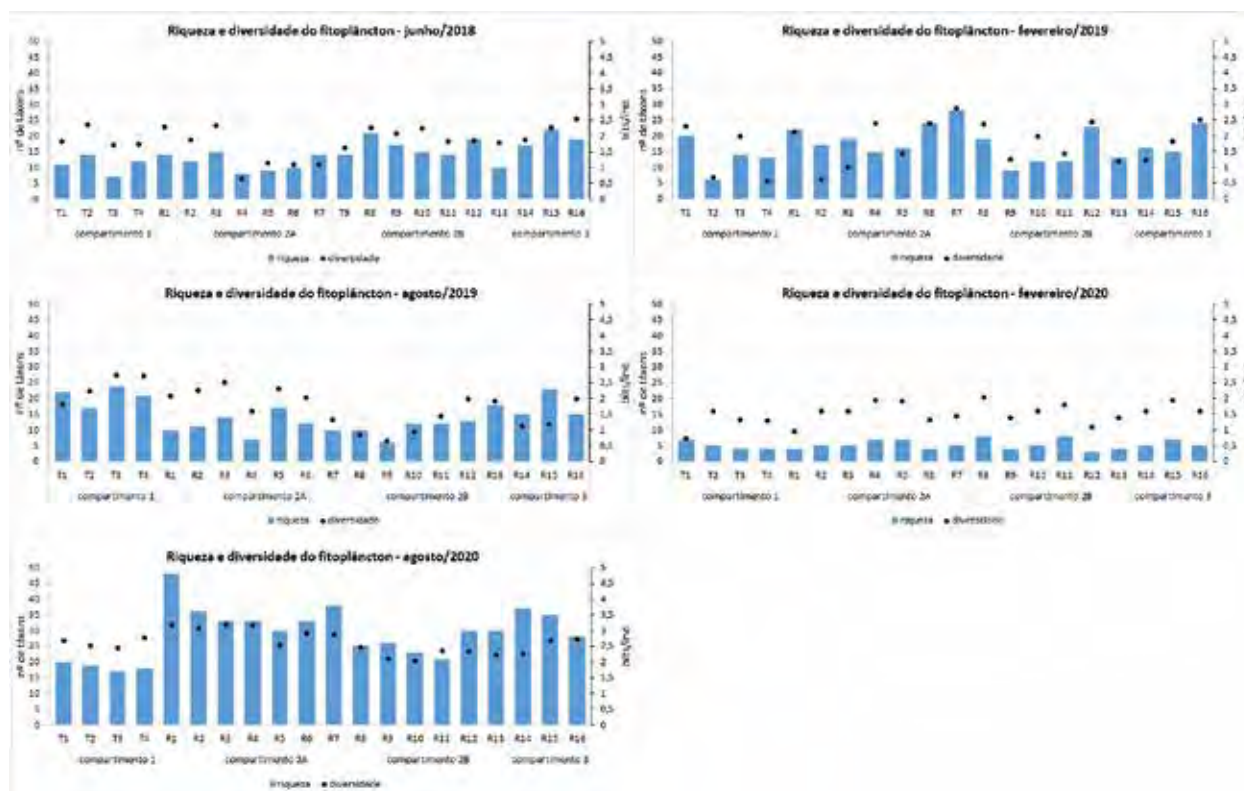


Peridinium sp.2



Com base nos gráficos de variação temporal da riqueza apresentados na Figura 152, observa-se que houve uma redução expressiva no número de espécies encontradas em todas as estações de coleta na amostragem de fevereiro/2020, em resposta as intensas chuvas que ocorreram na região. Situação inversa ocorreu na amostragem seguinte, que corresponde ao período de seca, realizada em agosto/2020, quando foram registrados valores mais elevados de riqueza de espécies, principalmente para o rio Doce, em todos os compartimentos. Neste período de estiagem, também foram encontrados valores de alta diversidade de espécies (H' : 2,0 a 3,2 bits/ind) (SERPE, 2014), indicativos de ambientes moderadamente alterados (1-3 bits/ind) a limpos (>3 bits/ind, estações R1, R2, R3 e R4) pela classificação de Branco (1986). De maneira geral, os valores de diversidade específica acompanharam os de riqueza em todas as amostragens, com exceção do rio do Carmo (T4) e estações R2 e R3 no rio Doce, em fevereiro/2019, pela predominância da clorófitica unicelular *Monoraphidium circinale*, e estação de coleta R15, no rio Doce, em agosto/2019, pelo maior número de células do fitoflagelado *Plagioselmis nannoplanctica*. *Monoraphidium circinale* pertence ao grupo das Sphaeropleales, algas ubíquitas que ocorrem preferencialmente em ambientes com alto teor de nutrientes (REYNOLDS et al., 2002). Desta forma, é possível que as chuvas do período (fevereiro/2019) tenham contribuído para o maior desenvolvimento da espécie. Enquanto a criptofíceia, *Plagioselmis nannoplanctica*, tende a ocorrer em águas mais claras e enriquecidas (REYNOLDS et al., 2002), como as do período seco (agosto/2019).

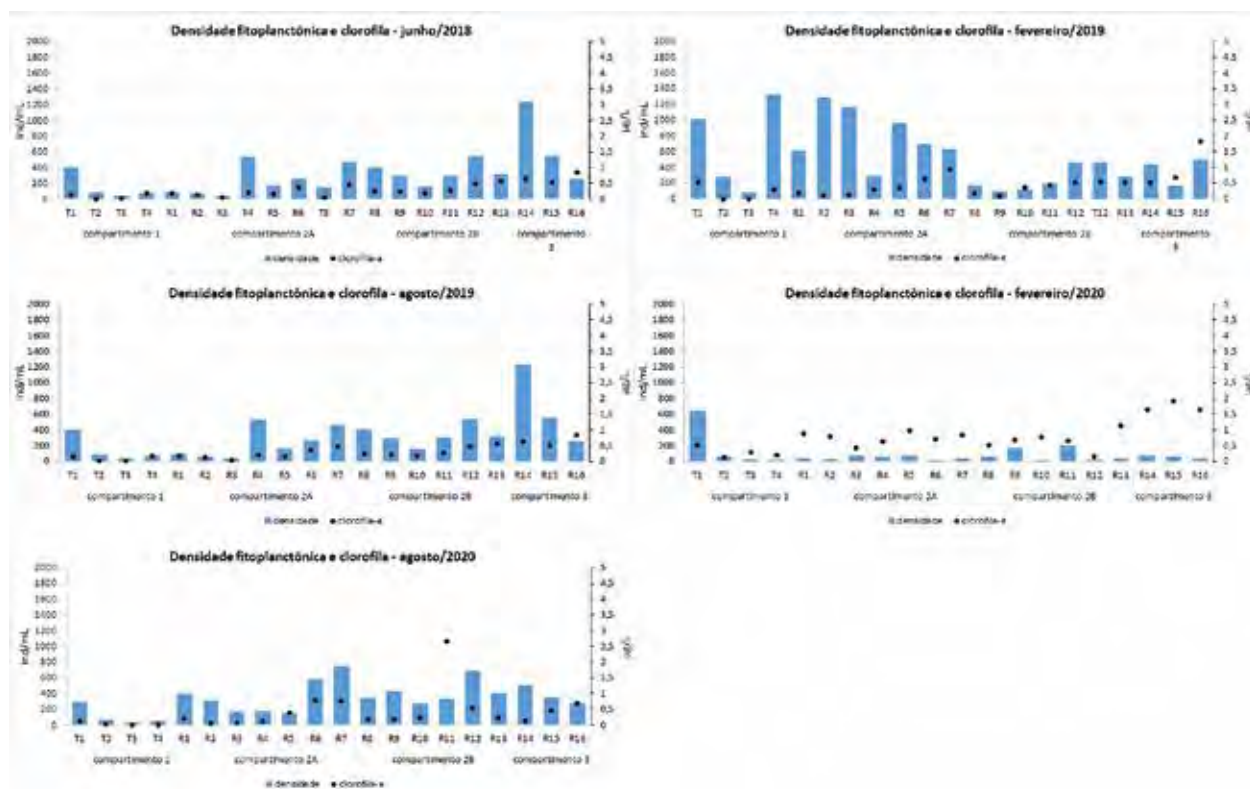
Figura 152 – Riqueza e diversidade do fitoplâncton nas estações de monitoramento do Lactec no rio Doce e tributários.



Quantitativamente, as maiores variações do fitoplâncton ocorreram no período chuvoso. Densidades mais elevadas foram constatadas na amostragem de fevereiro/2019 (Figura 153), principalmente nos compartimentos 1 e 2A, com valores chegando a 1.332 ind/mL no rio do Carmo (T4). Baixa concentração de clorofila-a foi registrada na maior parte destes pontos devido a maior abundância de microalgas de pequenas dimensões, como *Monoraphidium circinale*. Já na amostragem de fevereiro/2020, houve uma redução drástica no número de células do fitoplâncton em todos os compartimentos, com exceção do córrego Santarém (T1). Este período foi marcado por intensas chuvas na cabeceira do rio Doce, as quais ocasionaram o carregamento das células em direção a jusante do rio Doce e a elevação no nível da água dos rios da região, acarretando a inundação da cidade de Governador Valadares. As alterações ocasionadas na qualidade da água, principalmente o aumento das partículas em suspensão, provavelmente dificultaram o desenvolvimento do fitoplâncton neste momento.

No período seco, a densidade fitoplantônica comportou-se de maneira semelhante entre as amostragens (Figura 153). Menor número de organismos (≤ 85 ind/mL) foram encontrados no rio Gualaxo do Norte (T2, T3) e rio do Carmo (T4). Densidades mais elevadas foram registradas para o rio Doce, principalmente na estação R14 (máximo de 1.526 ind/mL em agosto/2019) localizada a jusante do reservatório da UHE Mascarenhas, no compartimento 3.

Figura 153 – Densidade do fitoplâncton e clorofila-a nas estações de monitoramento do Lactec no rio Doce e tributários.

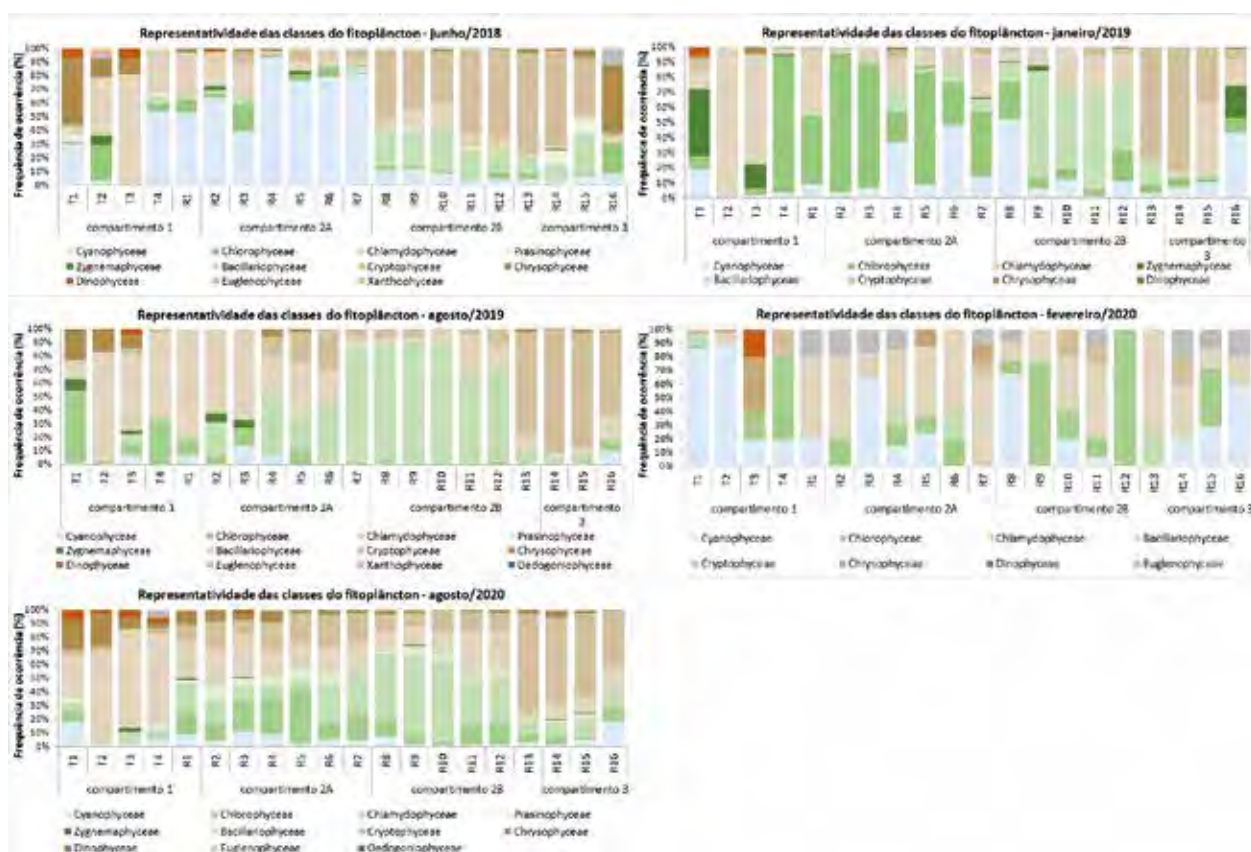


De modo geral, foram verificadas diferenças temporais e espaciais na representatividade das classes do fitoplâncton (Figura 154). Cianobactérias apresentaram maior contribuição para composição do fitoplâncton nas amostragens do período chuvoso (fevereiro/2019 e fevereiro/2020) ao longo da APDL e no período seco de junho/2018 nos compartimentos 1 e 2A. As maiores abundâncias deste grupo ocorreram nas estações R4 (4.938 cél/mL, em junho/2018) e T1 (5.295 cél/mL, em fevereiro/2020), mas em valor inferior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe II (cianobactérias até 50.000 cél/mL). Apesar das baixas densidades do grupo, ressalta-se que dentre as espécies de cianobactérias encontradas nas amostras, algumas tem potencial para produzir hepato ou neurotoxinas, como é o caso de *Aphanocapsa delicatissima*, *Cuspidothrix issatschenkoi*, *Dolichospermum planctonicum*, *Geitlerinema splendidum*, *Oscillatoria* spp., *Planktolyngbya limnetica*, *Planktothrix isoethrix*, *Raphidiopsis* spp. e *Snowella* spp. (CETESB, 2013; RANGEL et al., 2014).

Maior representatividade de diatomáceas e clorofíceas nas estações de coleta dos compartimentos 1 e 2A foi registrada nas amostragens realizadas no período seco, enquanto que os fitoflagelados da classe Chlamydomonadales (especialmente *Spermatozopsis exultans*) foram mais abundantes no compartimento 2B, e Cryptophyceae (principalmente *Plagioselmis* spp.) nos compartimentos 2B (junho/2018) e 3. A maior abundância de *Spermatozopsis exultans* nas estações compreendidas entre Governador Valadares e Aimorés (compartimento 2B), pode estar associada ao maior disponibilidade de nutrientes neste trecho do rio, uma vez que este organismo tem preferência por ambientes eutrofizados (BICUDO; MENEZES, 2006).

No período chuvoso de janeiro/2019, além das cianobactérias, houve maior abundância de clorofíceas unicelulares (ex. *Monoraphidium circinale*), possivelmente beneficiadas pelo aumento da temperatura. Diatomáceas ocorreram em todas as estações de coleta, sendo representadas quase que exclusivamente por táxons penados bentônicos, como *Navicula* e *Nitzschia*. Chlamydomphyceae foram mais representativas no compartimento 2B, e Cryptophyceae em R13 e estações do compartimento 3. Já na amostragem de fevereiro/2020, não houve grande diferenciação na contribuição das classes do fitoplâncton entre os compartimentos, provavelmente em resposta às intensas chuvas que ocasionaram a cheia dos rios. Nesta amostragem, observou-se maior participação de cianobactérias, diatomáceas, clorofíceas e euglenofíceas na maior parte das estações de coleta do rio Doce.

Figura 154 – Representatividade das classes do fitoplâncton nas estações de monitoramento do Lactec no rio Doce e tributários.



CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos com as análises do fitoplâncton dos ambientes fluviais, constatou-se que a comunidade se comportou de forma diferenciada no último ano de monitoramento. As chuvas intensas que ocorreram na região da cabeceira do rio Doce no início de 2020, ocasionaram a redução drástica do fitoplâncton presente nos rios. O aumento expressivo da pluviosidade provavelmente ocasionou o carreamento das células em direção à costa e prejudicou o desenvolvimento das microalgas pela ressuspensão do sedimento depositado no fundo dos rios e reservatórios. Na amostragem realizada no período seco (agosto/2020), o fitoplâncton apresentou valores elevados de riqueza e diversidade de espécies, entretanto, em termos de densidade, a comunidade apresentou variação semelhante a já registrada em campanhas anteriores (junho/2018 e agosto/2019). De maneira geral, a comunidade fitoplanctônica foi composta por espécies de pequenas dimensões e/ou mais aptas a sobreviver em condições de menor luminosidade, como cianobactérias cocóides, clorofíceas unicelulares, diatomáceas bentônicas e flagelados. Diferente daquela registrada antes do desastre, que era formada por espécies características de ambientes enriquecidos, como clorofíceas coloniais e cianobactérias filamentosas em períodos de cheia e por clorofíceas coloniais e diatomáceas cêntricas planctônicas ou bentônicas de tamanho elevado durante os meses de seca.

RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS

De acordo com o Relatório de Acompanhamento dos Danos, a onda de rejeitos de minério que percorreu o rio Doce, advinda do rompimento da barragem de Fundão, ocasionou alterações profundas na comunidade fitoplanctônica que habitava os reservatórios das quatro usinas hidrelétricas presentes no leito do rio. Os danos ao fitoplâncton foram mensurados com base em dados secundários de densidade, riqueza e diversidade de espécies, provenientes do monitoramento realizado pelas concessionárias que administram as usinas hidrelétricas. Estes foram considerados gravíssimos, uma vez que causaram mudanças expressivas na comunidade; cessados e irreversíveis, pois houve a formação de uma comunidade diferenciada após o desastre e esta vem permanecendo ao longo dos últimos anos.

Neste documento é apresentada a avaliação do fitoplâncton dos reservatórios a partir de dados primários, obtidos das campanhas de coleta realizadas pelo Lactec no período de pós-desastre (2019-2020), a fim de averiguar alterações na estrutura (riqueza e densidade de espécies) e composição (abundância de espécies) da comunidade.

METODOLOGIA

O Lactec realizou quatro campanhas de amostragem do fitoplâncton no período pós-desastre (janeiro/2019, agosto/2019, fevereiro-março/2020 e agosto/2020) no reservatório das quatro usinas hidrelétricas presentes no rio Doce: UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas (Tabela 35).

Tabela 35 – Estações de monitoramento do fitoplâncton avaliadas pelo LACTEC nos reservatórios hidrelétricos presentes ao longo do rio Doce.

Reservatório	Município	Coordenadas (UTM)			Data de coleta	Profundidade
		Fuso	E	S		
UHE Risoleta Neves	Santa Cruz do Escalvado	23	724035 m	7764184 m	Jan/19	Prof.I
					Ago/19	Prof.I e Porf.II
					Fev/20	Prof.I
					Ago/20	Prof.I e Porf.II
UHE Baguari	Governador Valadares, Periquito	23	802465 m	7893923 m	Jan/19	Prof.I
					Ago/19	Prof.I e Porf.II
					Fev/20	Prof.I e Porf.II
					Ago/20	Prof.I e Porf.II
UHE Aimorés	Aimorés, Baixo Guandu	24	279864 m	7847894 m	Jan/19	Prof.I
					Ago/19	Prof.I e Porf.II
					Fev/20	Prof.I e Porf.II
					Ago/20	Prof.I e Porf.II
UHE Mascarenhas	Baixo Guandu	24	297923 m	7842451 m	Jan/19	Prof.I
					Ago/19	Prof.I e Porf.II
					Mar/20	Prof.I e Porf.II
					Ago/20	Prof.I e Porf.II

Amostras quali/quantitativas do fitoplâncton foram coletadas na subsuperfície e no limite da zona eufótica, fixadas com solução de lugol acético, e posteriormente observadas em microscópio invertido em laboratório. A concentração de clorofila-a foi mensurada em campo com auxílio de sonda multiparamétrica YSI EXO2. A metodologia de coleta do material e análise dos dados primários está contida no Relatório de Acompanhamento de Danos. Dados de densidade, riqueza, diversidade de espécies e contribuição de classes do fitoplâncton dos reservatórios foram compilados em gráficos e analisados quanto a variação temporal da comunidade nestes ambientes.

AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Reservatório da UHE Risoleta Neves

Nas amostragens realizadas pela equipe do Lactec no reservatório da UHE Risoleta Neves foi registrado um total de 61 táxons (Figura 155), sendo a maior parte destes representantes de diatomáceas (Bacillariophyceae: 23 espécies) e clorofíceas (13 espécies).

Figura 155 – Ilustração das principais espécies do fitoplâncton encontradas no reservatório da UHE Risoleta Neves.

Cyanophyceae



Aphanocapsa delicatissima



Aphanocapsa sp.



Cyanogranis ferruginea



Merimopedia sp.1

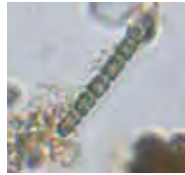


Anagnostidinema amphibium

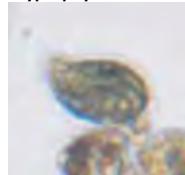
Cryptophyceae



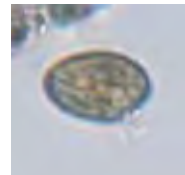
Glaucospira sp.1



Komvophoron sp.



Cryptomonas sp.1



Cryptomonas sp.2

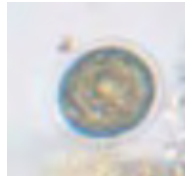


Plagioselmis lacustris

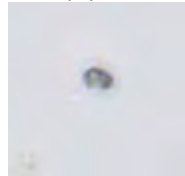
Chlamydomonadeae



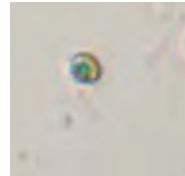
Chlamydomonas sp.1



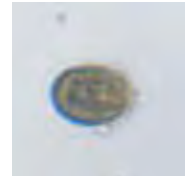
Chlamydomonas sp.2



Nephroselmis sp.



Pedinomonas minutissima



Tetraselmis sp.

Prasinophyceae

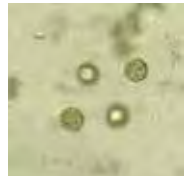
Chlorophyceae



Chlorella vulgaris



Coelastrum astroideum



Coenococcus planctonicus



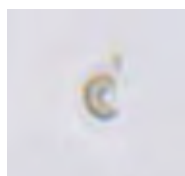
Elakatothrix gelatinosa



Tetraedron caudatum



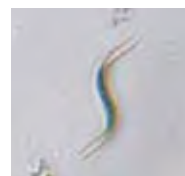
Monoraphidium contortum



Monoraphidium circinale



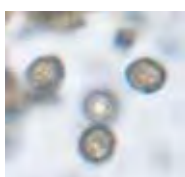
Monoraphidium arcuatum



Monoraphidium irregulare



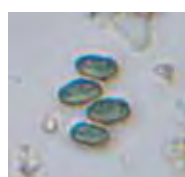
Micractinium pusillum



Mucidosphaerium pulchellum



Desmodesmus sp.3



Scenedesmus obtusus

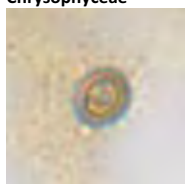
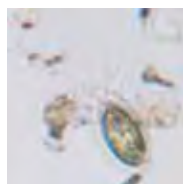
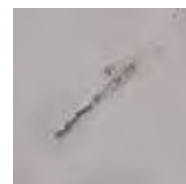
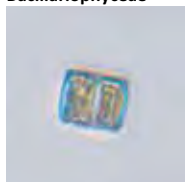
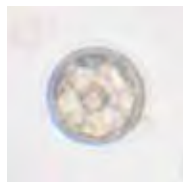
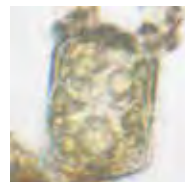
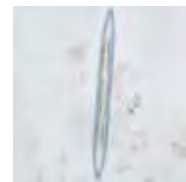
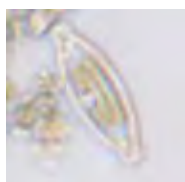
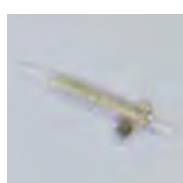


Parvodinium umbonatum



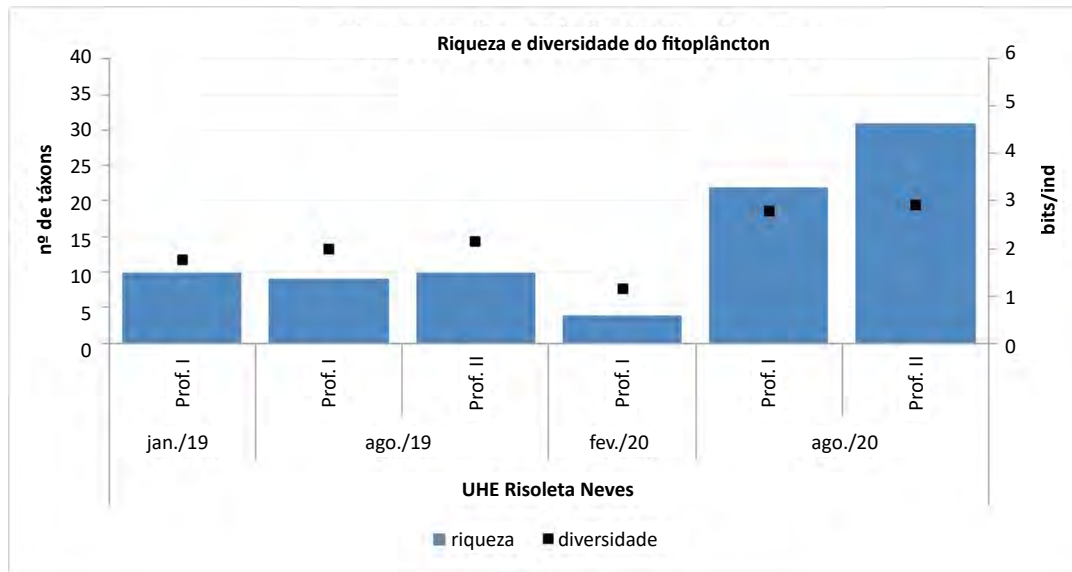
Peridinium sp.1

Dinophyceae

Chrysophyceae*Kephyrion* sp.2*Mallomonas tonsurata***Zygnemaphyceae***Closterium acutum* var. *variabile**Closterium cornu**Mougeotia* sp.1**Bacillariophyceae***Aulacoseira tenella**Discostella stelligera**Spicatricibra kingstonii**Melosira varians**Ulnaria* sp.*Fragilaria* sp.2*Achnantheidium minutissimum**Cymbella tumida**Encyonema silesiacum**Eunotia* sp.2*Navigeia decussis**Sellaphora* sp.1*Navicula cryptotenella**Navicula cryptocephala**Navicula simulata**Navicula* sp.1*Navicula* sp.2*Navicula* sp.6*Pinnularia* sp.1*Surirella* sp.1*Nitzschia clausii**Nitzschia* sp.1*Euglena* sp.1*Trachelomonas volvocina**Trachelomonas volvocinopsis***Euglenophyceae**

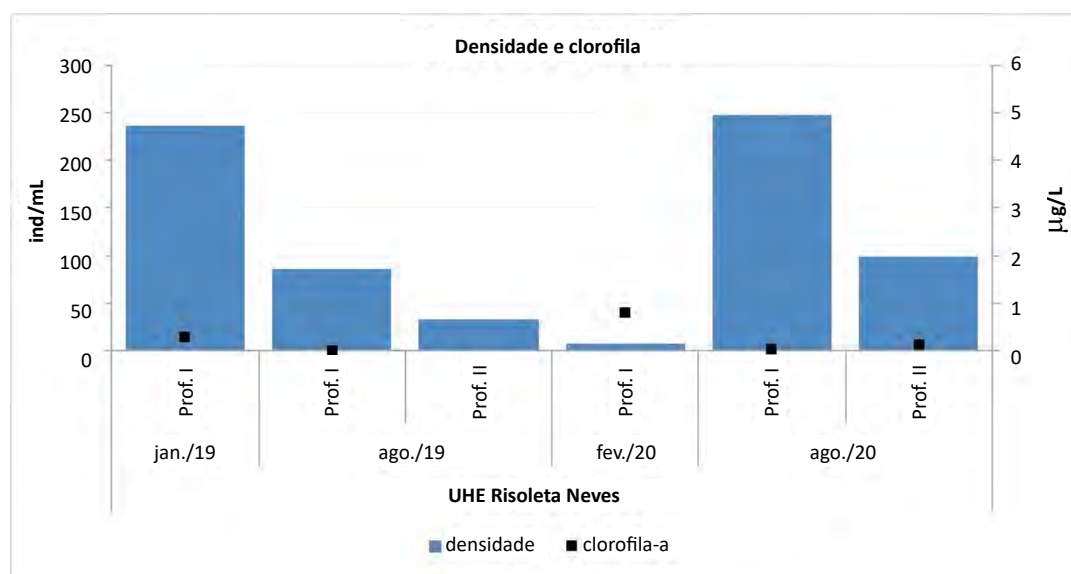
Houve grande variação na riqueza de espécies entre as amostragens realizadas em 2020 (Figura 156). Em fevereiro/2020, foram registradas apenas 4 espécies, enquanto que em agosto/2020, este número se elevou a 22 próximo à superfície e a 31 na amostra de profundidade. Os valores de diversidade de espécies acompanharam os de riqueza em todas as amostragens e foram indicativos de ambientes moderadamente alterados ($H' = 1,1-2,9$ bits/ind) pela classificação de Branco (1986).

Figura 156 – Riqueza e diversidade de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves.

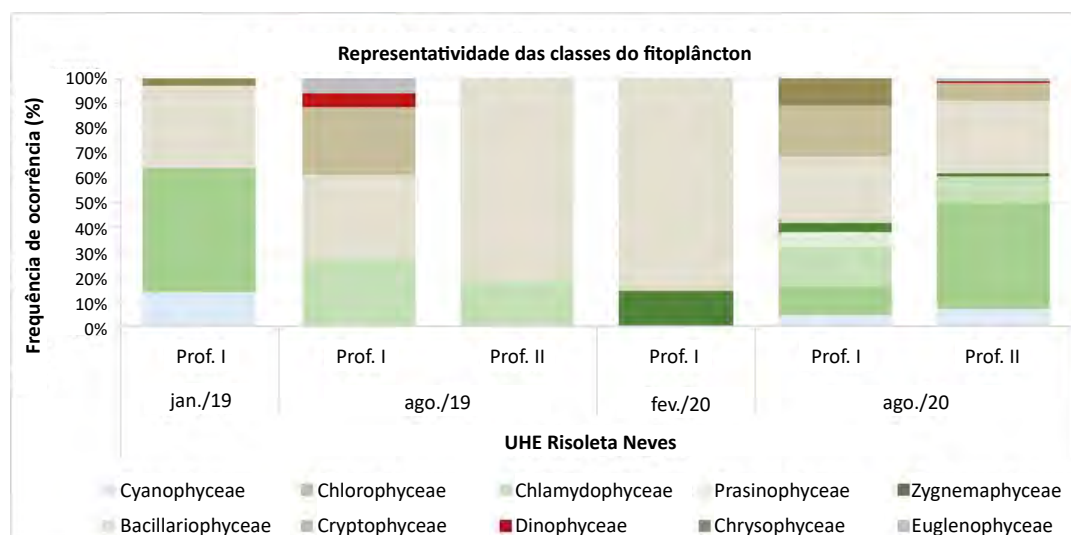


Em termos quantitativos, também foi verificada variação nos valores de densidade do fitoplâncton entre as amostragens (Figura 157). O aumento da vazão do rio, em decorrência das intensas chuvas que ocorreram na cabeceira do rio Doce no início de 2020, ocasionou o carreamento das células do plâncton para jusante e revolvimento do sedimento depositado no fundo do sistema. Com isso, houve redução não apenas da riqueza de espécies, mas também da densidade dos organismos no reservatório (apenas 7 ind/mL) neste período. Já na amostragem seguinte (agosto/2020) foram estimados 248 ind/mL, número semelhante ao encontrado no período chuvoso do ano anterior (janeiro/2019: 237 ind/mL). Comparativamente, o reservatório de Risoleta Neves foi que apresentou menor densidade fitoplanctônica dentre os quatro reservatórios avaliados no rio Doce. Provavelmente, este local vem sofrendo maior influência dos rejeitos de mineração, uma vez que está mais próximo do local do desastre e acumulou um volume maior de sedimentos próximo ao barramento.

Valores de clorofila-a foram baixos em todo o período (Figura 157), variando de 0 a 0,8 µg/L

Figura 157 – Densidade e biomassa do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves.

De acordo com o gráfico de contribuição das classes do fitoplâncton, observa-se que a comunidade se apresentou mais diversificada em períodos secos (agosto/2019, agosto/2020), principalmente próximo à superfície (Figura 158). Diatomáceas (Bacillariophyceae) penadas e de hábito bentônico foram abundantes em todas as amostragens, principalmente do gênero *Navicula* e *Nitzschia*, situação também observada para os ambientes fluviais. Algas clorofíceas foram mais representativas em janeiro/2019 e agosto/2020, especialmente pela ocorrência de espécies unicelulares pequenas, como *Monoraphidium* spp. Algas flageladas (classes Chlamydomonadophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Prasinophyceae e Euglenophyceae) foram mais abundantes no período seco.

Figura 158 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves.

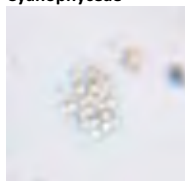
Cianobactérias foram detectadas apenas nas amostragens de janeiro/2019 e agosto/2020 (Figura 158), em baixa abundância (máximo de 340 cél/mL). Desta forma, não sendo registrados desacordos com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe II (cianobactérias até 50.000 cél/mL) (BRASIL, 2005). Conforme comentado anteriormente, apesar da baixa densidade celular, ressalta-se que dentre as espécies de cianobactérias encontradas, duas tem potencial para produção de toxinas, *Anagnostidinema amphibium* e *Aphanocapsa delicatissima* (CETESB, 2013).

Reservatório da UHE Baguari

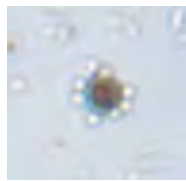
Um total de 65 espécies foram identificadas nas amostras de fitoplâncton coletadas pelo Lactec no reservatório da UHE Baguari (janeiro/2019, agosto/2019, fevereiro/2020 e agosto/2020) (Figura 159). A maior parte das espécies encontradas pertencem ao grupo das clorófitas (22 táxons) e das diatomáceas (Bacillariophyceae: 20 táxons).

Figura 159 – Ilustração das principais espécies do fitoplâncton encontradas no reservatório da UHE Baguari.

Cyanophyceae



Aphanocapsa delicatissima



Cyanogranis ferruginea



Merismopedia minima



Pseudanabaena sp.1

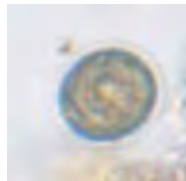


Raphidiopsis raciborskii

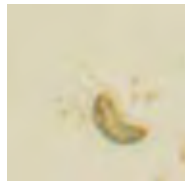
Chlamydomonadeae



Chlamydomonas sp.1

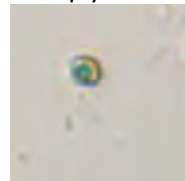


Chlamydomonas sp.2



Spermatozopsis exultans

Prasinophyceae



Pedinomonas minutissima



Tetraselmis sp.

Chlorophyceae



Tetraedron caudatum



Ankyra sp.



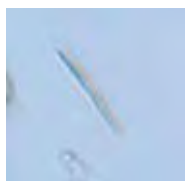
Monoraphidium contortum



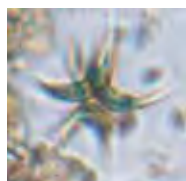
Monoraphidium irregulare



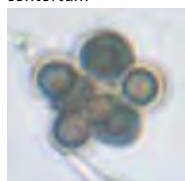
Monoraphidium arcuatum



Monoraphidium sp.2



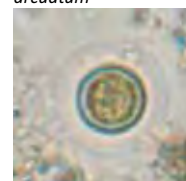
Messastrum gracile



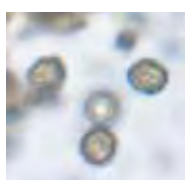
Coelastrum microporum



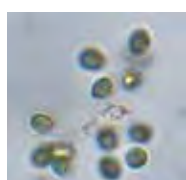
Coenococcus planctonicus



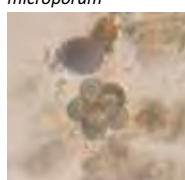
Coenochloris fottii



Mucidosphaerium pulchellum



Dytiosphaerium sp.3



Micractinium pusillum



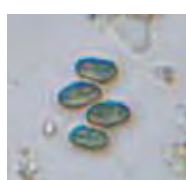
Westella botryoides



Oocystis lacustris



Scenedesmus ecornis



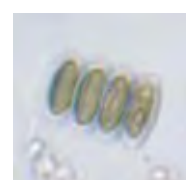
Scenedesmus obtusus



Desmodesmus bicaudatus

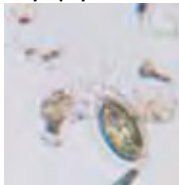


Desmodesmus intermedius



Desmodesmus sp.1

Chrysophyceae



Mallomonas tonsurata



Mallomonas sp.1



Mallomonas sp.2



Chromulina gyrans

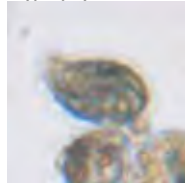
Zygnemaphyceae



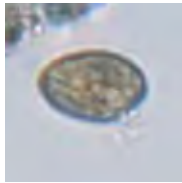
Closterium sp.1



Mougeotia sp.1



Cryptomonas sp.1



Cryptomonas sp.2

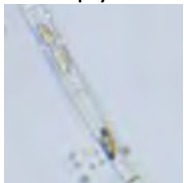


Cryptomonas sp.3

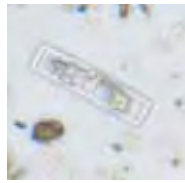


Plagioselmis lacustris

Bacillariophyceae



Aulacoseira granulata
var. *angustissima*



Aulacoseira sp.



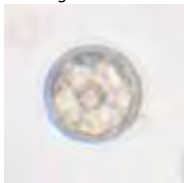
Cyclotella cryptica



Cyclostephanos
invisitatus



Cyclotella
meneghiniana



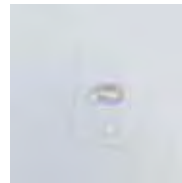
Discostella stelligera



Spicaticribra kingstonii



Skeletonema potamus



Urosolenia obesa



Fragilaria sp.2



Achnanthisdium sp.



Fallacia sp.



Pinnularia sp.1



Sellaphora sp.1



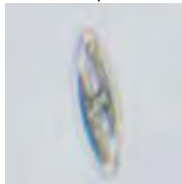
Navicula cryptotenella



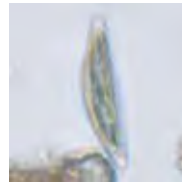
Navicula cryptocephala



Navicula simulata



Navicula sp.1



Seminavis strigosa



Nitzschia palea



Nitzschia gracilis



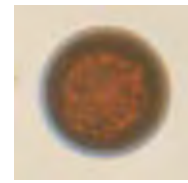
Nitzschia sp.1



Nitzschia sp.2



Trachelomonas
volvocina

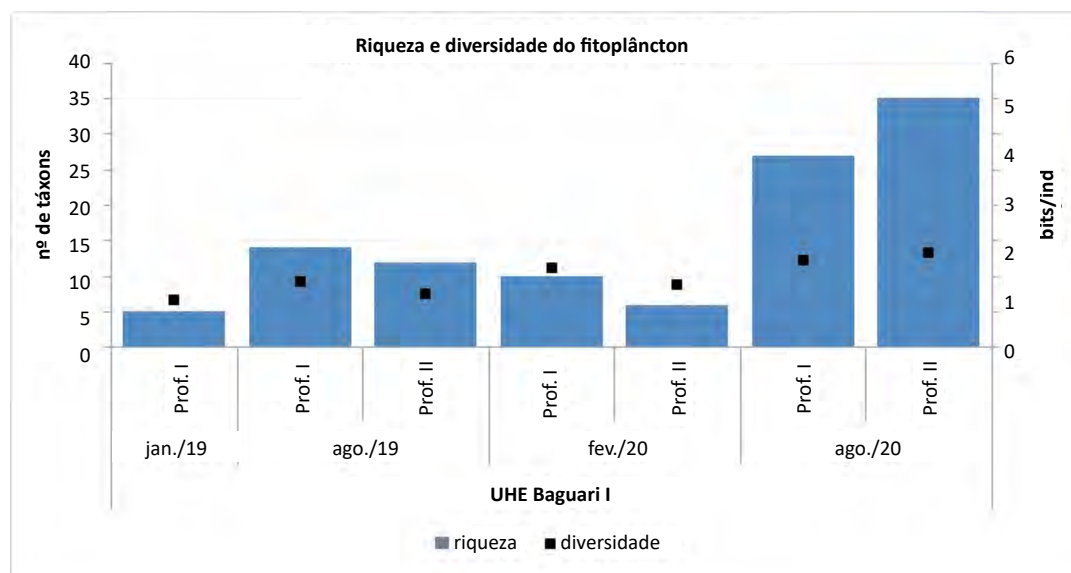


Trachelomonas
volvocinopsis

Euglenophyceae

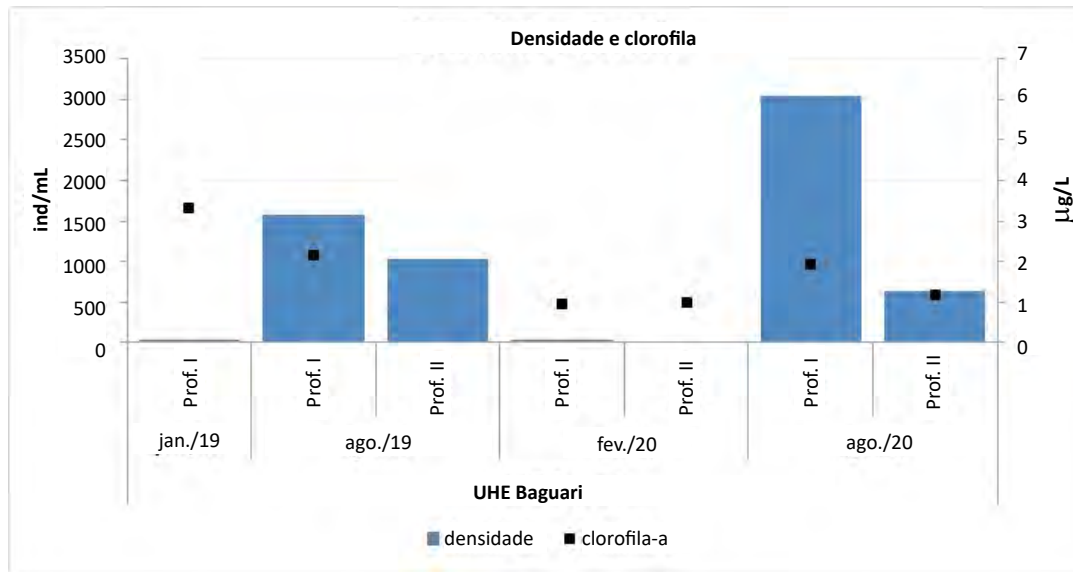
Valores mais elevados de riqueza foram observados nas amostragens do período seco (Figura 160), especialmente em agosto/2020, onde o máximo registrado foi de 35 espécies para a amostra de profundidade. Por meio do índice de Shannon-Weaver, foram obtidos valores de diversidade variando de 1,3 a 2,7 bits/ind, os quais são condizentes com ambientes moderadamente alterados (BRANCO, 1986).

Figura 160 – Riqueza e diversidade de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari.

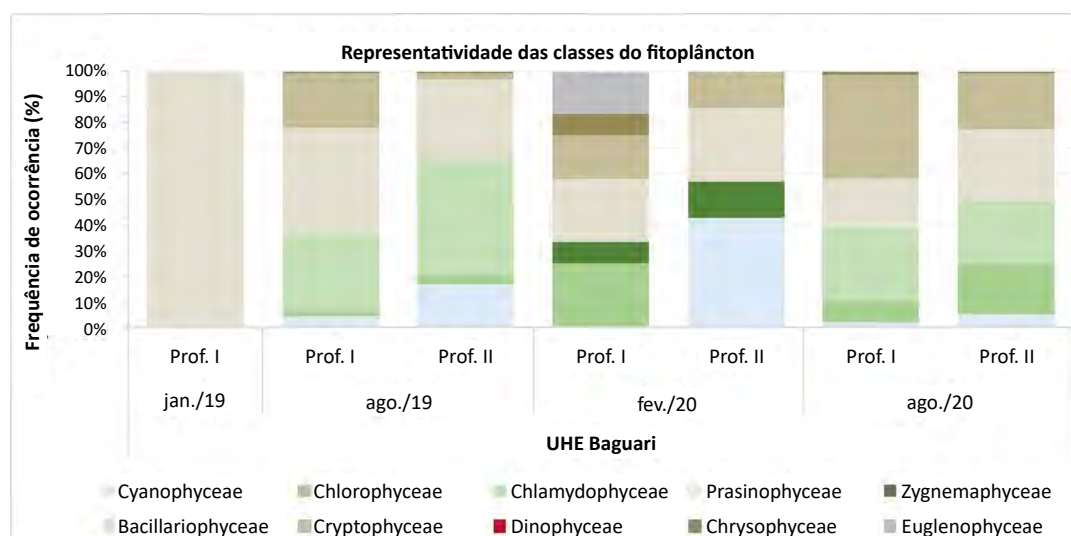


Densidade mais elevada de organismos também foi constatada nos meses mais secos (Figura 161), com valor máximo de 3.041 ind/mL registrado para a superfície, em agosto/2020. Entretanto, vale destacar que a amostra coletada no período chuvoso (janeiro/2019) teve problema de preservação, o que pode ter influenciado negativamente o resultado da análise quali-quantitativa. Outro indicativo disto, foi a concentração mais elevada de clorofila-a (3,32 µg/L) estimada para esta amostragem. Em fevereiro/2020, a redução no número de organismos pode ser explicada pelas chuvas intensas que acometeram a região da cabeceira do rio Doce. Estas causaram a elevação no nível das águas e o revolvimento do sedimento acumulado no leito do rio e nas barragens, dificultando a permanência/desenvolvimento do fitoplâncton no reservatório neste período.

Figura 161 – Densidade e biomassa do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari.



As diatomáceas constituíram importante parcela da comunidade fitoplanctônica em todas as amostragens (Figura 162). Diferente do reservatório Risoleta Neves, em Baguari as espécies cêntricas, tipicamente planctônicas, foram as mais abundantes (ex. *Cyclotella*, *Cyclostephanus*, *Discostella*, *Urosolenia*). Neste sentido, destaca-se a ocorrência de *Skeletonema potamus*, em agosto/2019, que representou 37% e 29% de todo o fitoplâncton de superfície e profundidade, respectivamente. Também houve boa representatividade das algas flagelas, sendo a contribuição das clamidofíceas mais significativa nos períodos secos (especialmente *Spermatozopsis exsultans*), euglenofíceas e crisofíceas no período chuvoso de fevereiro/2020, e criptofíceas (ex. *Cryptomonas* spp. e *Plagioselmis lacustris*) em ambos.

Figura 162 – Representatividade das classes do fitoplâncton do reservatório da UHE Baguari.

Cianobactérias foram encontradas na maior parte das amostras, mas ocorrendo em densidade celular baixa (máximo de 2.212 cél/mL na amostra de profundidade, em agosto/2019). Entre as espécies determinadas, *Raphidiopsis raciborskii*, *Merismopedia tenuissima* e *Aphanocapsa delicatissima* são consideradas potencialmente produtoras de toxinas (TEDESCO; CLERCIN, 2011; CETESB, 2013).

Reservatório da UHE Aimorés

Com base nas amostragens realizadas pelo Lactec (janeiro/2019, agosto/2019, fevereiro/2020 e agosto/2020), o fitoplâncton da UHE Aimorés apresentou baixa riqueza. Um total de 39 espécies foi encontrado (Figura 163), sendo 11 diatomáceas (Bacillariophyceae) e 10 clorofíceas.

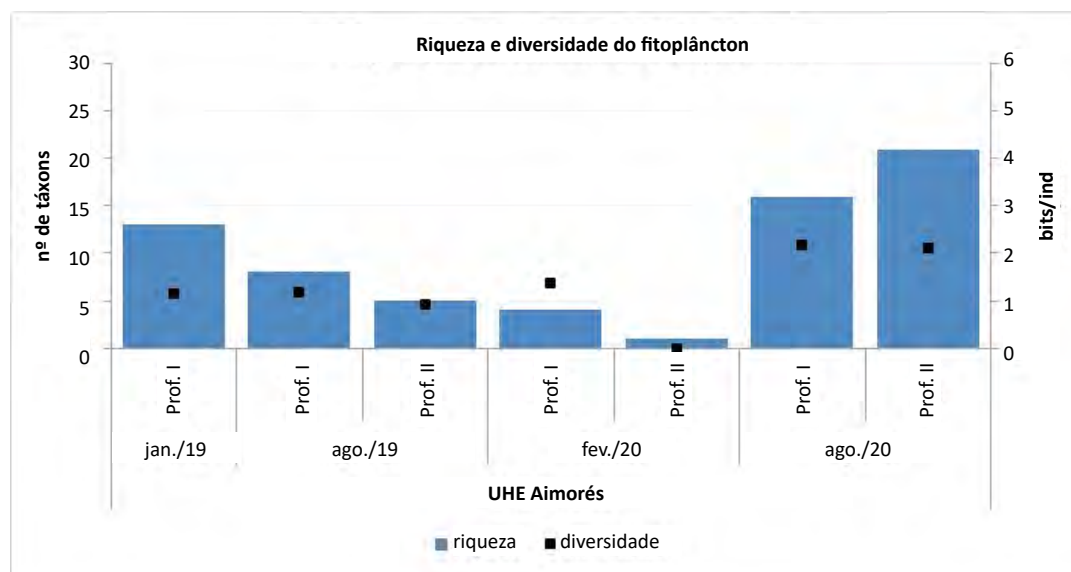
Figura 163 – Ilustração das principais espécies do fitoplâncton encontradas no reservatório da UHE Aimorés.





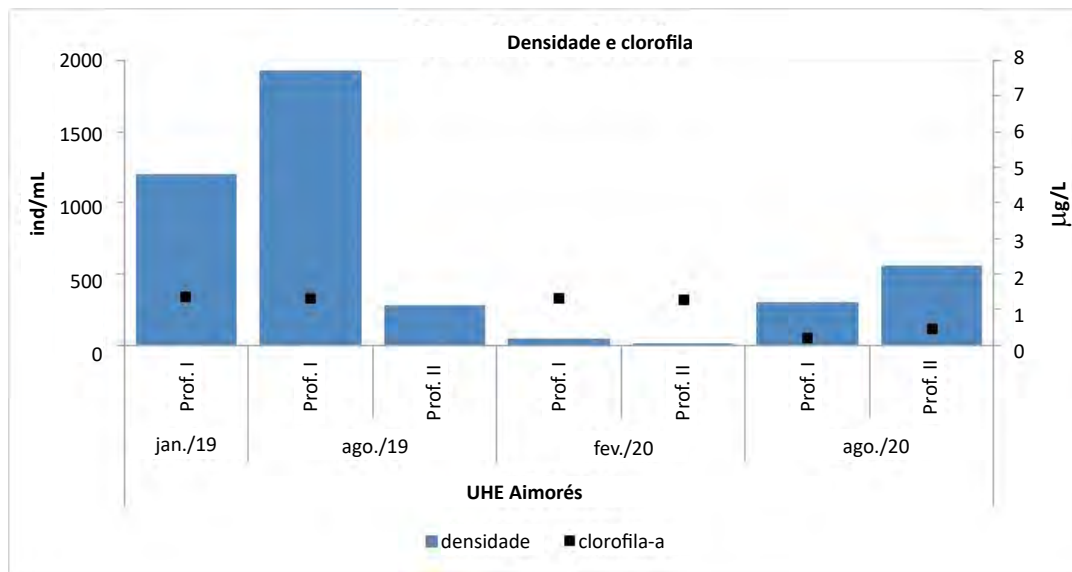
Valores mais elevados de riqueza foram observados em agosto/2020 (Figura 164), com máximo de 21 espécies registrado para a amostra de profundidade. Os valores de diversidade específica acompanharam os de riqueza, e foram indicativos de ambientes alterados a moderadamente alterados (BRANCO, 1986).

Figura 164 – Riqueza e diversidade de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés.



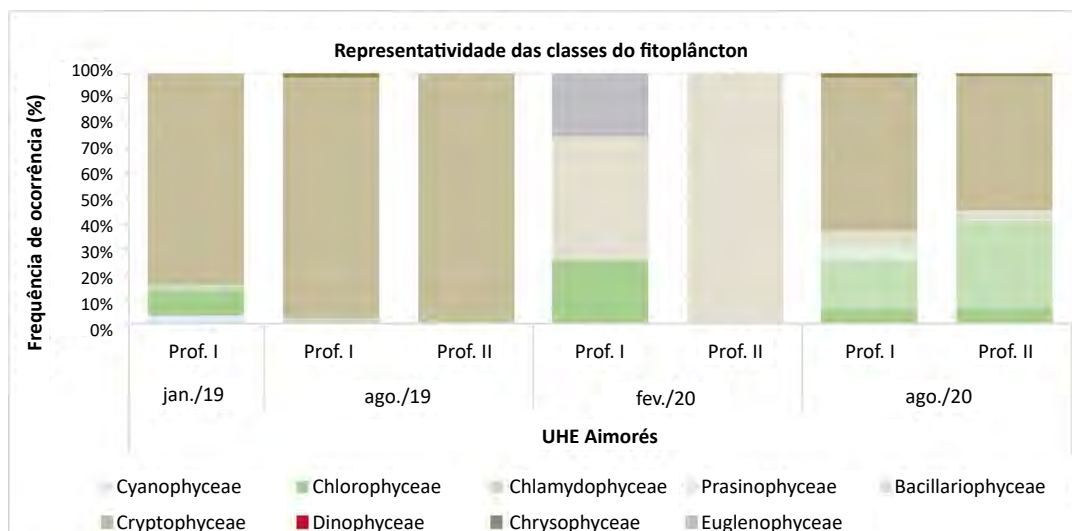
Menor riqueza e densidade de organismos foram observados em fevereiro/2020 para amostras de superfície (4 táxons, 40 ind/mL) e profundidade (1 táxon, 9 ind/mL) (Figura 165), em consequência do aumento expressivo da pluviosidade na região da cabeceira do rio Doce. O aumento da vazão do rio, associado a ressuspensão da lama de rejeitos depositada no fundo do rio e das barragens, carrearam as células e alteraram a qualidade d'água, dificultando o desenvolvimento e/permanência do fitoplâncton no reservatório de Aimorés neste período. Densidades mais elevadas ocorreram em amostras de superfície em janeiro e agosto/2019 (1.200 e 1.936 ind/mL, respectivamente).

Figura 165 – Densidade e biomassa do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés.



A comunidade fitoplanctônica do reservatório de Aimorés foi composta quase que exclusivamente por algas flageladas (Figura 166), com especial destaque para as criptófitas dos gêneros *Plagioselmis* e *Cryptomonas*. Este grupo foi predominante em quase todas as amostragens (exceto fevereiro/2020), chegando a representar de 50% a 99% do fitoplâncton total. As criptófitas são algas de crescimento rápido, que conseguem se desenvolver sob limitação de recursos (REYNOLDS, 1997), e que também vêm sendo comumente encontradas no monitoramento realizado após o desastre pela concessionária responsável pela usina. Na campanha de fevereiro/2020 foram encontradas poucas células de diatomáceas, além da ocorrência de clorófitas e euglenófitas.

Figura 166 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés.



Cianobactérias foram observadas apenas em janeiro/2019 (Figura 166), ocorrendo em densidade celular muito baixa (473 cél/mL) e dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe II (cianobactérias até 50.000 cél/mL) (BRASIL, 2005). Das três espécies de cianobactérias identificadas, apenas *Aphanocapsa delicatissima* tem potencial para produção de toxinas.

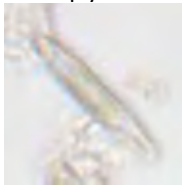
Reservatório da UHE Mascarenhas

O fitoplâncton do reservatório da UHE Mascarenhas, amostrado pelo Lactec em janeiro/2019, agosto/2019, março/2020 e agosto/2020, foi composto por 48 espécies (Figura 167), em sua maioria diatomáceas (Bacillariophyceae: 14 táxons) e clorofíceas (13 táxons).

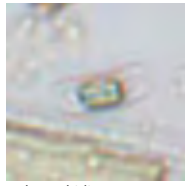
Figura 167 – Ilustração das principais espécies do fitoplâncton encontradas no reservatório da UHE Mascarenhas.



Bacillariophyceae



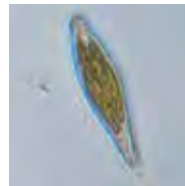
Fragilaria sp.1



Achnantheidium
minutissimum



Achnantheidium sp.



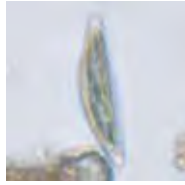
Gomphonema sp.3



Navicula simulata



Navicula sp.1



Seminavis strigosa



Nitzschia sp.1



Nitzschia sp.2



Cryptophyceae
Cryptomonas sp.1



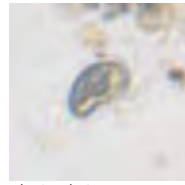
Cryptomonas sp.2



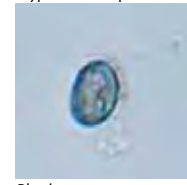
Cryptomonas sp.3



Plagioselmis lacustris



Plagioselmis
nannoplantica

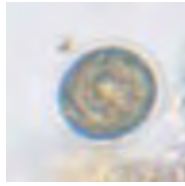


Rhodomonas sp.

Chlamydomonadeae



Chlamydomonas sp.1

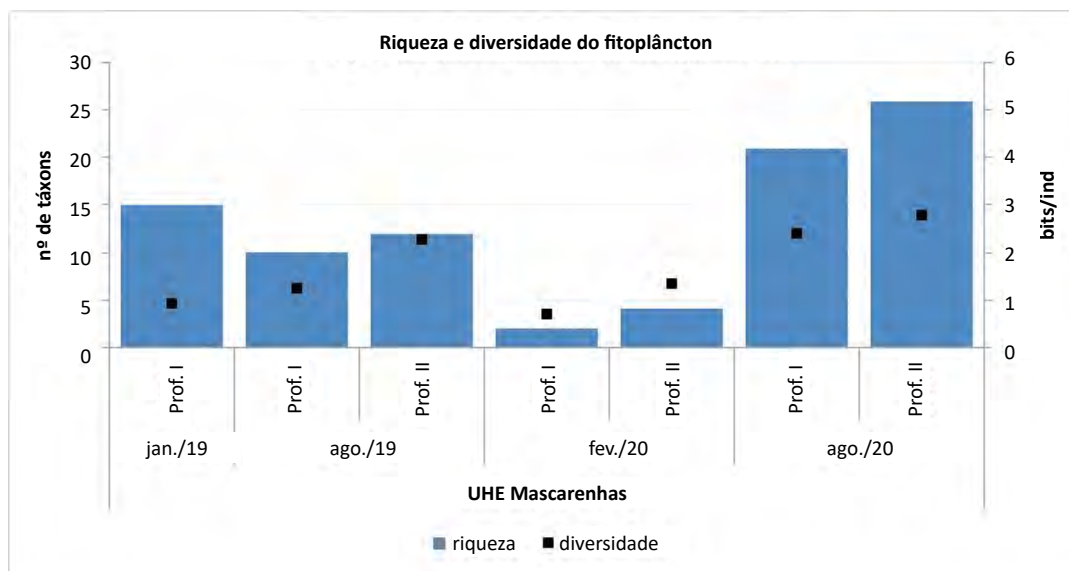


Chlamydomonas sp.2

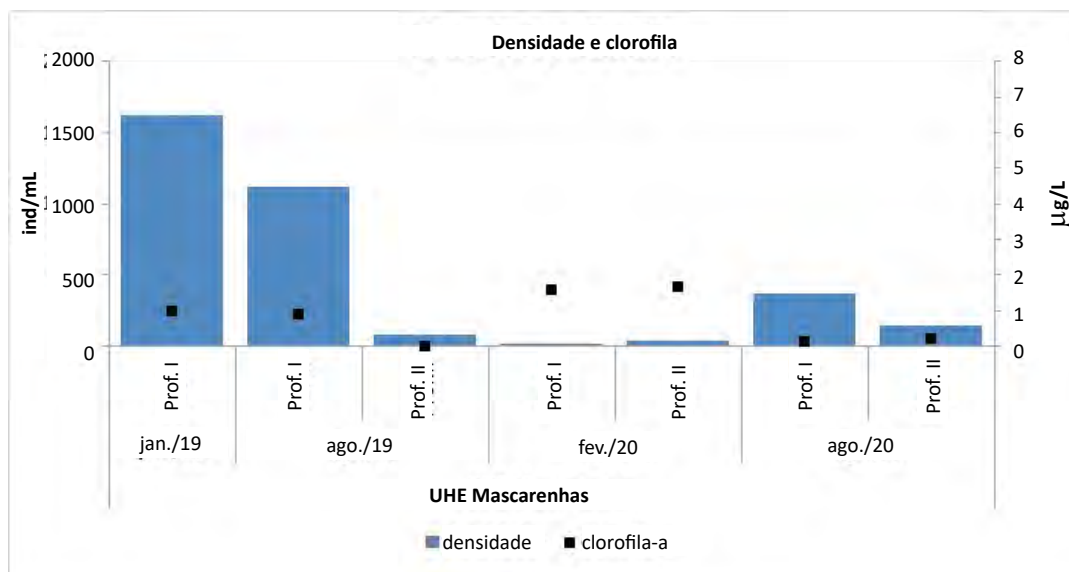


Spermatozopsis exultans

Os valores mais elevados de riqueza foram registrados em agosto/2020 (Figura 168) (21 e 26 espécies) e os mais baixos no período chuvoso de março/2020 (2 e 4 espécies). A diversidade específica tendeu a acompanhar os dados de riqueza, exceto na amostragem de janeiro/2019 devido a predominância de 78,3% do fitoflagelado *Cryptomonas* sp.1. A variação encontrada ($H' = 0,7$ a $2,8$ bits/ind) sugere um ambiente alterado a moderadamente alterado (BRANCO, 1986).

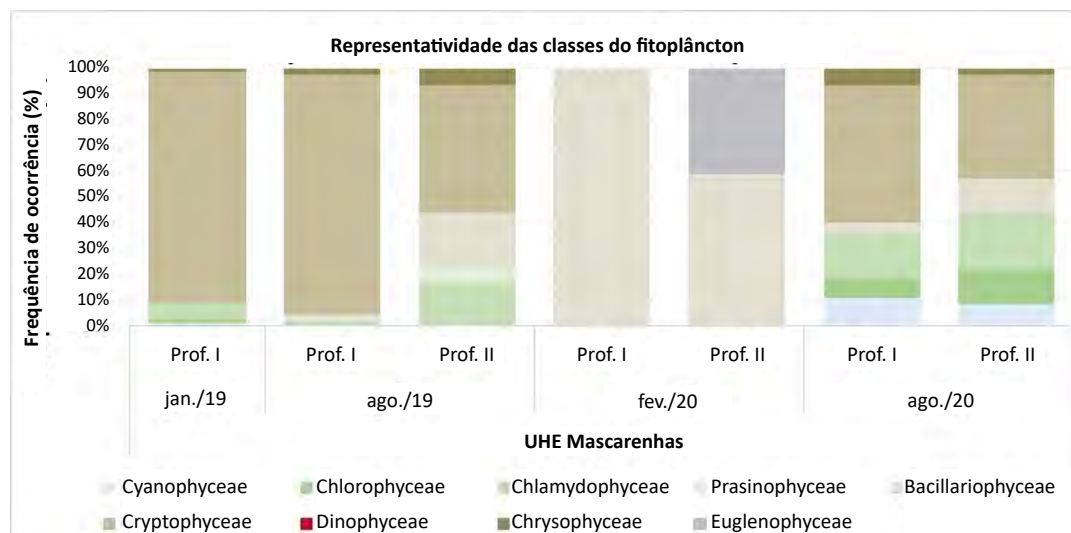
Figura 168 – Riqueza e diversidade de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Mascarenhas.

Em termos quantitativos, o fitoplâncton do reservatório de Mascarenhas apresentou valores baixos, sendo o máximo de 1.622 ind/mL registrado em janeiro/2019 (Figura 169). Com o aumento no volume de chuvas no início de 2020, o número de organismos fitoplanctônicos na amostragem de março/2020 caiu a 39 ind/mL na superfície e 14 na amostra de profundidade. Assim como mencionado para os demais reservatórios avaliados, o aumento na vazão do rio Doce e no número de partículas em suspensão na coluna d'água provavelmente influenciaram o desenvolvimento das microalgas neste período. A concentração de clorofila-a também foi baixa (0,1 a 1,7 $\mu\text{g/L}$) em todas as amostragens e correspondente a ambientes com características oligotróficas.

Figura 169 – Densidade e biomassa do fitoplâncton no reservatório da UHE Mascarenhas.

Assim como no reservatório de Aimorés, a comunidade de Mascarenhas foi composta predominantemente por fitoflagelados em quase todas as amostragens (Figura 170), especialmente por espécies de *Cryptomonas* e *Plagioselmis* do grupo das criptofíceas. No período chuvoso de março/2020, foram encontradas poucas células de diatomáceas e euglenófitas nas amostras.

Figura 170 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Mascarenhas.



Cianobactérias foram observadas em janeiro/2019 e agosto/2020 (Figura 170), mas ocorrendo em densidade celular baixa (máximo de 499 cél/mL) e dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe II (cianobactérias até 50.000 cél/mL) (BRASIL, 2005). O grupo foi representado por poucas espécies, sendo duas toxigênicas: *Aphanocapsa delicatissima* e *Snowella lacustris* (CETESB, 2013).

CONCLUSÕES

Após a análise do fitoplâncton dos reservatórios inseridos ao longo do rio Doce, com dados mais recentes das amostragens realizadas em 2020, constatou-se que a comunidade foi fortemente influenciada pelas intensas chuvas que ocorreram na cabeceira do rio Doce no início deste ano. O aumento da pluviosidade causou a elevação da vazão do rio e o revolvimento da lama de rejeitos depositada no fundo do rio e das barragens. Estes eventos provocaram modificações na comunidade fitoplanctônica pelo carreamento dos organismos em direção a costa e/ou pela alteração da qualidade d'água. Neste período foi verificada redução na densidade, riqueza e diversidade de espécies em todos os reservatórios, além de modificação na abundância das espécies comumente registradas nestes ambientes.

De maneira geral, os reservatórios apresentaram baixos valores de riqueza e densidade de organismos. A composição da comunidade fitoplanctônica de Risoleta Neves foi semelhante à encontrada em Baguari, com maior contribuição de diatomáceas e de espécies de clamidofíceas e clorofíceas que se desenvolvem melhor em águas enriquecidas. Por outro lado, nos reservatórios Aimorés e Mascarenhas houve maior contribuição de organismos flagelados, os quais possuem crescimento acelerado mesmo sob condições ambientais limitantes.

AMBIENTES LACUSTRES

O fitoplâncton das lagoas Limão, Nova, Juparanã, Areão e Areal, localizadas no estado do Espírito Santo, foi monitorado pelo Lactec após o desastre. Procurou-se caracterizar as condições mais recentes das lagoas, comparando os dados das amostragens de 2018-2019 com aqueles obtidos em 2020.

METODOLOGIA

Cinco campanhas de amostragem de fitoplâncton foram realizadas pelo Lactec nas lagoas Limão, Nova, Juparanã, Areão/Pandolfi e Areal após o desastre (Tabela 36).

Tabela 36 – Estações avaliadas nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

Lagoa	Estações de monitoramento	Coordenadas		Período de monitoramento
	LACTEC	Latitude	Longitude	LACTEC
Lagoa do Limão	L1	19°33'7,19"	40°22'30,36"	jun/18, jan/19, ago/19, mar/20, ago/20
Lagoa Nova	L2	19°25'0,85"	40° 9'17,28"	
Lagoa Juparanã	L3	19°21'11,97"	40° 5'14,04"	
Lagoa Areão (Pandolfi)	L4	19°34'33,25"	39°50'30,12"	
Lagoa Areal	L5	19°35'7,80"	39°49'40,80"	

Amostras de fitoplâncton foram coletadas na subsuperfície das lagoas, fixadas com solução de lugol acético (BICUDO; MENEZES, 2006), e posteriormente analisadas sob microscopia óptica. A concentração de clorofila-a foi mensurada em campo com sonda multiparamétrica YSI EXO2. A comunidade fitoplanctônica foi avaliada em relação a densidade, biomassa, riqueza e diversidade de espécies. A técnica de coleta e análise das amostras seguiu a metodologia descrita no Relatório de Acompanhamento de Danos. Os dados obtidos com as análises do material foram compilados em gráficos e tabelas.

CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Com base nas amostragens do Lactec, constatou-se que a comunidade fitoplanctônica das lagoas capixabas foi composta por 160 espécies, sendo as clorofíceas (44 táxons), cianobactérias (29 táxons) e diatomáceas (Bacillariophyceae: 20 táxons) os grupos de maior riqueza. Entre os ambientes avaliados, as lagoas Limão e Nova apresentaram maior número de espécies (73 e 71 táxons, respectivamente) e a lagoa Areão, menor número, com apenas 36 táxons (Tabela 37, Figura 171).

Tabela 37 – Ocorrências das espécies do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

Táxons	Lagoa Limão	Lagoa Nova	Lagoa Juparanã	Lagoa Areão	Lagoa Areal
Cyanophyceae					
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	x	x	x	x	x
<i>Aphanocapsa</i> sp.1	x	x			x
<i>Aphanothece</i> sp.	x	x			
<i>Chroococcus dispersus</i>	x	x	x		x
<i>Chroococcus</i> sp.1		x			
<i>Chroococcus</i> sp.2	x				
<i>Cyanodictyon iac</i>		x			
<i>Cyanogranis ferruginea</i>					x

Táxons	Lagoa Limão	Lagoa Nova	Lagoa Juparanã	Lagoa Areão	Lagoa Areal
<i>Dolichospermum planctonicum</i>			x		
<i>Dolichospermum</i> sp.1			x		
<i>Epigloeosphaera brasílica</i>	x	x			
<i>Glaucospira</i> sp.1		x			
<i>Leptolyngbya</i> sp.		x			
<i>Merismopedia minima</i>				x	x
<i>Microcystis protocystis</i>			x		
<i>Microcystis wesenbergii</i>		x	x		
<i>Oscillatoria limosa</i>			x		x
<i>Oscillatoria</i> sp.			x		
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	x	x			
<i>Planktothrix isothrix</i>			x		
<i>Pseudanabaena catenata</i>			x	x	
<i>Pseudanabaena mucicola</i>			x		
<i>Pseudanabaena</i> sp.1					x
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	x		x		
<i>Raphidiopsis</i> sp.			x		
<i>Snowella lacustris</i>		x			
<i>Snowella</i> sp.					x
cyanophyceae sp.1		x	x		
cyanophyceae sp.3		x			
Chlorophyceae					
<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	x	x			
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	x	x			
<i>Ankistrodesmus</i> sp.			x		x
<i>Botryococcus braunii</i>	x	x	x		x
<i>Chlorella minutissima</i>	x	x		x	x
<i>Coelastrum astroideum</i>	x				
<i>Coelastrum proboscideum</i>				x	
<i>Coelastrum</i> sp.			x		
<i>Coenochloris fottii</i>	x				x
<i>Coenococcus planctonicus</i>	x	x	x		
<i>Coenococcus</i> sp.	x				
<i>Desmodesmus</i> sp.2			x		
<i>Desmodesmus</i> sp.3				x	
<i>Dictyosphaerium</i> sp.1			x		
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	x	x	x	x	x
<i>Hariotina reticulata</i>	x	x	x		x
<i>Lemmermannia komareki</i>					x
<i>Lemmermannia tetrapedia</i>	x		x		x
<i>Lemmermannia triangularis</i>	x				x
<i>Monoraphidium circinale</i>					x

Táxons	Lagoa Limão	Lagoa Nova	Lagoa Juparanã	Lagoa Areão	Lagoa Areal
<i>Monoraphidium contortum</i>				x	
<i>Monoraphidium irregulare</i>		x			
<i>Monoraphidium minutum</i>	x	x	x		x
<i>Monoraphidium nanum</i>				x	
<i>Monoraphidium</i> sp.1	x	x			
<i>Monoraphidium</i> sp.2	x	x	x		
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>			x		
<i>Nephrocytium agardhianum</i>		x			
<i>Oocystis borgei</i>	x	x			x
<i>Oocystis lacustris</i>	x		x		
<i>Oocystis</i> sp.	x	x	x		x
<i>Planctonema lauterbornii</i>	x	x			x
<i>Quadricoccus verrucosus</i>	x	x	x		
<i>Quadrigula</i> sp.		x			
<i>Radiococcus polycoccus</i>	x				x
<i>Raphidocelis contorta</i>	x		x		
<i>Scenedesmus ecornis</i>	x		x	x	x
<i>Scenedesmus obtusus</i>			x		
<i>Scenedesmus</i> sp.			x	x	x
<i>Tetraedron minimum</i>	x				
<i>Tetranephris brasiliensis</i>			x		
<i>Tetrastrum</i> sp.	x	x			
<i>Treubaria triappendiculata</i>			x		
<i>Willea crucifera</i>	x				
Chlamydomphyceae					
<i>Chlamydomonas</i> sp.1			x	x	x
<i>Chlamydomonas</i> sp.2		x			
<i>Chlamydomonas</i> sp.3				x	
<i>Eudorina</i> sp.	x				
<i>Spermatozopsis exsultans</i>			x	x	
Prasinophyceae					
<i>Nephroselmis</i> sp.		x			
<i>Pedinomonas minutissima</i>				x	x
<i>Tetraselmis</i> sp.	x	x			
Zygnemaphyceae					
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>		x	x	x	x
<i>Closterium</i> sp.1	x				
<i>Cosmarium contractum</i>	x	x	x		
<i>Cosmarium moniliforme</i>		x	x		
<i>Cosmarium</i> sp.1		x			
<i>Cosmarium</i> sp.6		x			
<i>Mougeotia</i> sp.1			x		

Táxons	Lagoa Limão	Lagoa Nova	Lagoa Juparanã	Lagoa Areão	Lagoa Areal
<i>Staurastrum elongatum</i>		x		x	
<i>Staurastrum tetracerum</i>	x	x	x		
<i>Staurastrum volans</i>	x	x			
<i>Staurastrum</i> sp.1	x		x		
<i>Staurastrum</i> sp.2		x			
<i>Stauroidesmus controversus</i> var. <i>brasiliensis</i>		x			
<i>Stauroidesmus convergens</i> var. <i>convergens</i>		x			
<i>Stauroidesmus convergens</i> var. <i>ralfsii</i>		x			
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	x		x		
<i>Stauroidesmus triangularis</i>	x	x			
<i>Stauroidesmus</i> sp.1	x	x			
<i>Stauroidesmus</i> sp.2			x		
<i>Teilingia granulata</i>			x		
Xanthophyceae					
<i>Centrtractus</i> sp.	x				x
<i>Ophiocytium cochleare</i>	x			x	
<i>Tetraedriella jovetii</i>	x				x
Bacillariophyceae					
<i>Aulacoseira ambigua</i>		x	x		
<i>Aulacoseira pusilla</i>			x	x	
<i>Discostella stelligera</i>	x	x	x	x	x
<i>Discostella</i> sp.				x	x
<i>Encyonopsis subminuta</i>		x			
<i>Eunotia</i> sp.1		x			
<i>Fragilaria</i> sp.1		x			
<i>Fragilaria</i> sp.2			x		
<i>Gomphonema</i> sp.3				x	
<i>Gyrosigma</i> sp.2	x				
<i>Navicula cryptocephala</i>					x
<i>Navicula</i> sp.2					x
<i>Nitzschia amphibia</i>		x			
<i>Nitzschia gracilis</i>		x			
<i>Nitzschia</i> sp.1	x	x	x		x
<i>Nitzschia</i> sp.2					x
<i>Pinnularia</i> sp.2					x
<i>Sellaphora</i> sp.2		x			
<i>Spicaticribra kingstonii</i>	x	x	x		x
<i>Urosolenia braunii</i>	x		x		
<i>Urosolenia eriensis</i>			x		
<i>Urosolenia longiseta</i>			x		
<i>Urosolenia obesa</i>		x		x	
<i>Urosolenia</i> sp.	x	x	x	x	

Táxons	Lagoa Limão	Lagoa Nova	Lagoa Juparanã	Lagoa Areão	Lagoa Areal
Cryptophyceae					
<i>Cryptomonas erosa</i>					x
<i>Cryptomonas</i> sp.1	x	x	x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.2	x	x	x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.3	x		x	x	x
<i>Plagioselmis lacustris</i>	x	x	x	x	x
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	x	x	x		x
<i>Rhodomonas</i> sp.	x	x		x	
Dinophyceae					
<i>Ceratium furcoides</i>	x	x	x		
<i>Glochidinium penardiforme</i>	x				
<i>Parvodinium umbonatum</i>	x	x		x	
<i>Peridinium gatunense</i>	x				
<i>Peridinium</i> sp.1	x	x			
Euglenophyceae					
<i>Cryptoglana skujae</i>				x	
<i>Euglena</i> sp.1					x
<i>Lepocinclis</i> sp.2					x
<i>Phacus glaber</i>					x
<i>Phacus</i> sp.1					x
<i>Strombomonas rotunda</i>					x
<i>Strombomonas</i> sp.2					x
<i>Strombomonas</i> sp.3					x
<i>Trachelomonas volvocina</i>	x				x
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	x				x
<i>Trachelomonas</i> sp.1	x		x		
<i>Trachelomonas</i> sp.2	x				
Chrysophyceae					
<i>Chromulina gyrans</i>	x	x		x	x
<i>Chrysamoeba</i> sp.	x	x		x	x
<i>Kephyrion</i> sp.1				x	x
<i>Kephyrion</i> sp.2					x
<i>Mallomonas akrokomos</i>					x
<i>Mallomonas tonsurata</i>	x		x	x	x
<i>Mallomonas</i> sp.1	x			x	x
<i>Mallomonas</i> sp.2	x				
Riqueza	73	71	64	36	60

Figura 171 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontradas nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

Cyanophyceae



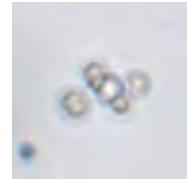
Aphanocapsa delicatissima



Aphanocapsa sp.



Aphanothece sp.



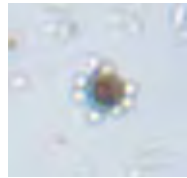
Chroococcus dispersus



Chroococcus sp.1



Chroococcus sp.2



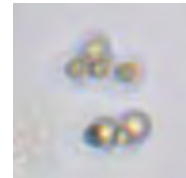
Cyanogranis ferruginea



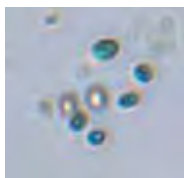
Epigloeosphaera brasiliica



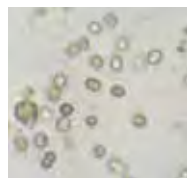
Merismopedia minima



Snowella lacustris



Snowella sp.



Microcystis protocystis



Microcystis wesenbergii



Glaucospira sp.1



Dolichospermum planctonicum



Dolichospermum sp.



Planktothrix isothrix



Oscillatoria sp.



Leptolyngbya sp.



Planktolyngbya limnetica



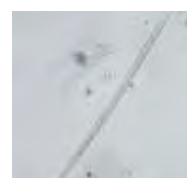
Pseudanabaena mucicola



Pseudanabaena catenata



Pseudanabaena sp.1

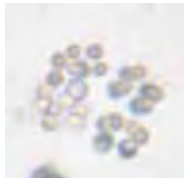


Raphidiopsis raciborskii



Raphidiopsis sp.

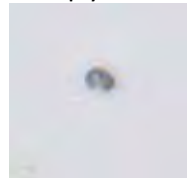
Prasinophyceae



cyanophyceae sp.1



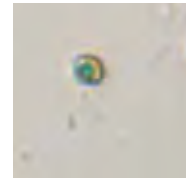
Cyanophyceae sp.3



Nephroselmis sp.



Tetraselmis sp.

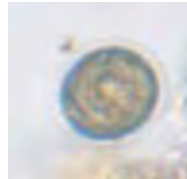


Pedinomonas minutissima

Chlamydomonadaceae



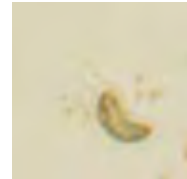
Chlamydomonas sp.1



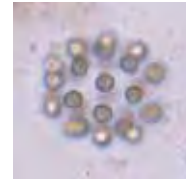
Chlamydomonas sp.2



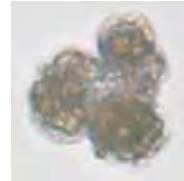
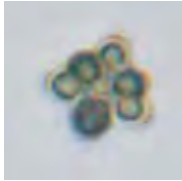
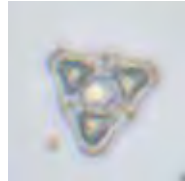
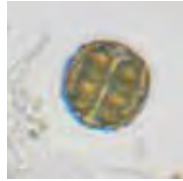
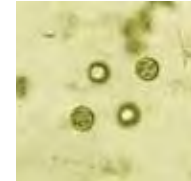
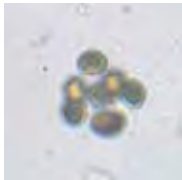
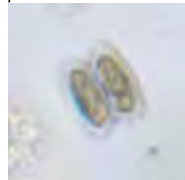
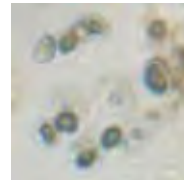
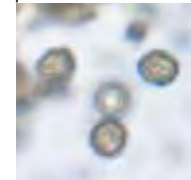
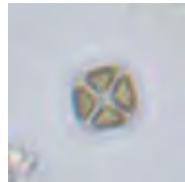
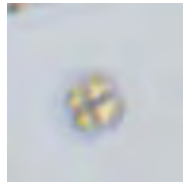
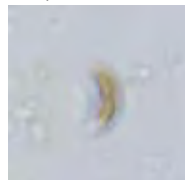
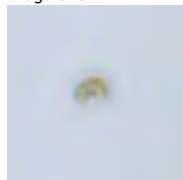
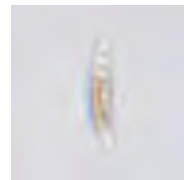
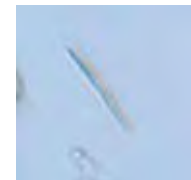
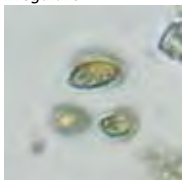
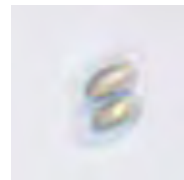
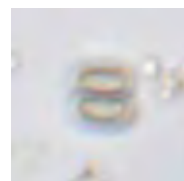
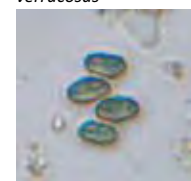
Chlamydomonas sp.3



Spermatozoopsis exultans



Eudorina sp.

Chlorophyceae*Ankistrodesmus bernardii**Ankistrodesmus fusiformis**Ankyra* sp.*Botryococcus braunii**Chlorella minutissima**Coelastrum astroideum**Coelastrum proboscideum**Hariotina reticulata**Coenochloris fottii**Coenococcus planctonicus**Coenococcus* sp.*Desmodesmus* sp.2*Desmodesmus* sp.3*Dictyosphaerium* sp.1*Mucidosphaerium pulchellum**Elakatothrix gelatinosa**Lemmermannia tetrapedia**Lemmermannia triangularis**Monoraphidium circinale**Monoraphidium contortum**Monoraphidium irregulare**Monoraphidium minutum**Monoraphidium nanum**Monoraphidium* sp.1*Monoraphidium* sp.2*Nephrocystium agardhianum**Oocystis borgei**Oocystis lacustris**Oocystis* sp.*Quadricoccus verrucosus**Quadrigula* sp.*Raphidocelis contorta**Planctonema lauterbornii**Scendesmus ecornis**Scendesmus obtusus*

Chlorophyceae



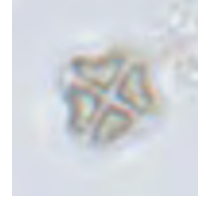
Willea crucifera



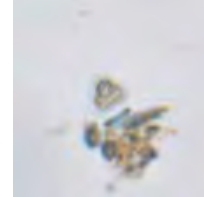
Tetraedron minimum



Tetranebris brasiliensis



Tetrastrum sp.



Treubaria triappendiculata

Zygnemaphyceae



Closterium acutum var. *variabile*



Closterium sp.1



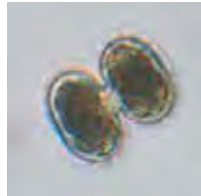
Cosmarium contractum



Cosmarium moniliforme



Cosmarium sp.1



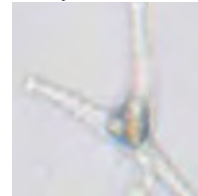
Cosmarium sp.6



Mougeotia sp.1



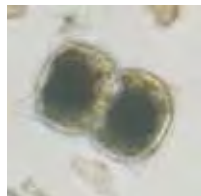
Staurastrum elongatum



Staurastrum tetracerum



Staurastrum volans



Staurastrum sp.1



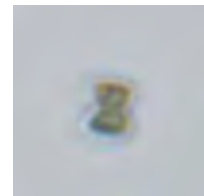
Staurastrum sp.2



Staurodesmus convergens var. *ralfsii*

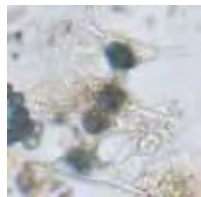


S. convergens var. *convergens*



S. controversus var. *brasiliensis*

Xanthophyceae



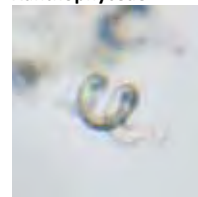
Staurodesmus cuspidatus



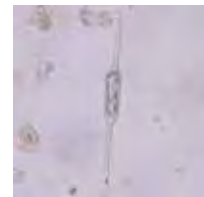
Staurodesmus triangularis



Staurodesmus sp.1



Ophiocytium cochleare



Centritractus sp.

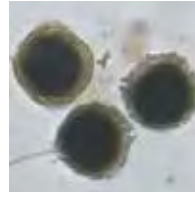
Dinophyceae



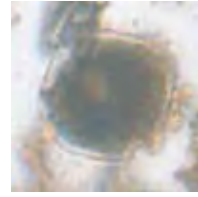
Ceratium furcoides



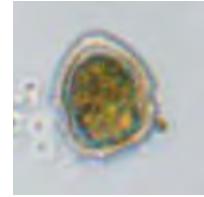
Glochidinium penardiforme



Peridinium gatunense



Peridinium sp.1



Parvodinium umbonatum

Bacillariophyceae



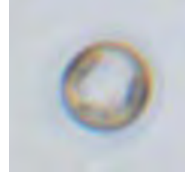
Aulacoseira ambigua



Aulacoseira pusilla



Discostella stelligera



Discostella sp.



Spicaticribr kingstonii



Urosolenia braunii



Urosolenia longiseta



Urosolenia obesa



Urosolenia eriensis



Urosolenia sp.



Fragilaria sp.1



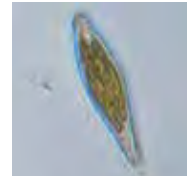
Fragilaria sp.2



Eunotia sp.1



Encyonopsis subminuta



Gomphonema sp.3



Gyrosigma sp.2



Navicula cryptocephala



Navicula sp.2



Nitzschia gracilis



Nitzschia sp.1



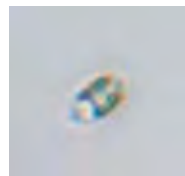
Nitzschia amphibia



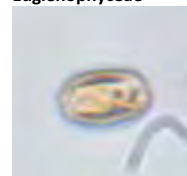
Nitzschia sp.2



Piinularia sp.2



Sellaphora sp.2



Cryptoglena skujae



Lepocinclis sp.2



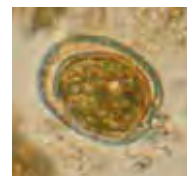
Trachelomonas volvocina



Trachelomonas volvocinopsis



Trachelomonas sp.1



Trachelomonas sp.2



Strombomonas rotunda



Strombomonas sp.2



Strombomonas sp.3



Phacus glaber



Phacus sp.2

Euglenophyceae

Cryptophyceae



Cryptomonas erosa



Cryptomonas sp.1



Cryptomonas sp.2

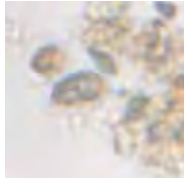


Cryptomonas sp.3



Rhodomonas sp.

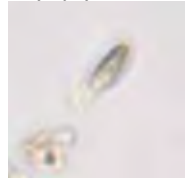
Chrysophyceae



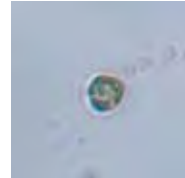
Plagioselmis lacustris



Plagioselmis nannoplantica



Chromulina gyrans



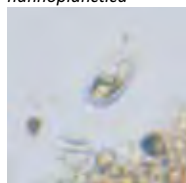
Chrysamoeba sp.



Kephyrion sp.1



Kephyrion sp.2



Mallomonas akrokomos



Mallomonas tonsurata



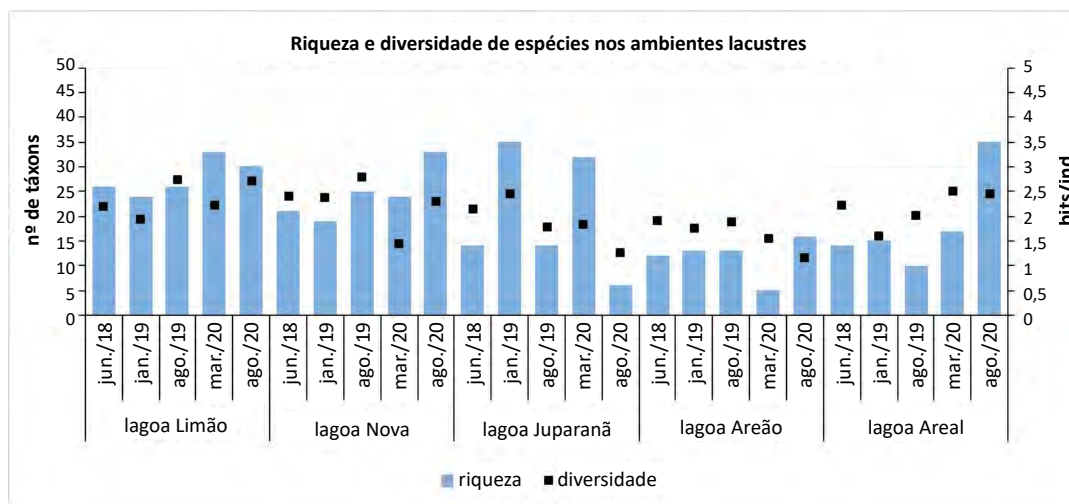
Mallomonas sp.1



Mallomonas sp.2

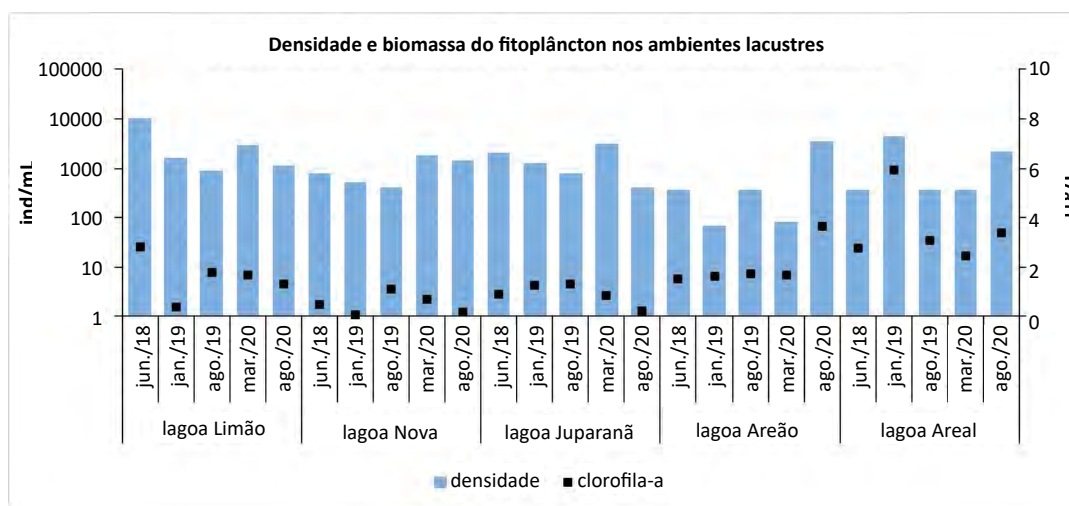
Baixos valores de riqueza (5-16 espécies) e diversidade de espécies (H' : 1,1-1,9 bits/ind) foram registrados para a lagoa Areão em todas as amostragens (Figura 172). Para as demais lagoas, a diversidade de espécies oscilou entre baixa a alta, seguindo os critérios de Serpe (2014), e foi correspondente a ambientes moderadamente alterados (BRANCO, 1986). Em geral, os valores de diversidade acompanharam os de riqueza em todas as amostragens, exceto em março/2020 para as lagoas Limão e Nova, devido a predominância das cianobactérias *Aphanocapsa delicatissima* e *Planktolyngbya limnetica*, respectivamente, as quais corresponderam a 47% e 69% do fitoplâncton total de cada lagoa; e em agosto/2020, para a lagoa Areão, pela maior representatividade da diatomácea cêntrica *Aulacoseira pusilla* (74,9%).

Para a lagoa Juparanã, os valores calculados de diversidade (H' : 1,28 a 2,4 bits/ind) estiveram dentro da variação encontrada em linha-base (0,79 a 3,62 bits/ind), a partir de dados coletados por Huszar, Werneck e Esteves (1994) e Gonçalves (2005) (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b).

Figura 172 – Riqueza e diversidade de espécies nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

Maior densidade fitoplanctônica ocorreu, especialmente na lagoa Limão em junho/2018, quando registrou-se 10.072 ind/mL (Figura 173). Dentre as cinco lagoas capixabas, a que apresentou menor número de organismos foi a lagoa Areão, apresentando em média 870 ind/mL.

Baixa correlação entre os valores de clorofila-a e densidade fitoplanctônica foi encontrada para as lagoas Nova e Juparanã (PEARSON, $r < 0,14$), devido a ocorrência de maior número de cianobactérias cocóides de pequenas dimensões, como *Aphanocapsa* spp., as quais não contribuem sobremaneira para aumento da concentração de clorofila-a. A variação nos valores de densidade destas lagoas foi semelhante a já registrada em estudos pretéritos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b) realizados nestes locais (lagoa Nova: 4 a 10.223 ind/mL, lagoa Juparanã: 7 a 6.479 ind/mL).

Figura 173 – Densidade e biomassa do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

Com relação a contribuição das classes para a densidade total do fitoplâncton, nota-se que, de maneira geral, a comunidade se comportou de forma semelhante entre os períodos amostrados em cada ambiente (Figura 174). As cianobactérias foram os principais constituintes do fitoplâncton das lagoas Limão, Nova e Juparanã, inclusive com ocorrência de espécies potencialmente produtoras de toxinas, tais como *Aphanocapsa delicatissima*, *Dolichospermum* spp., *Microcystis* spp., *Oscillatoria* spp., *Planktolyngbya limnetica*, *Pseudanabaena mucicola*, *Raphidiopsis* spp. e *Snowella lacustris* (CETESB, 2013). Cianobactérias ocorreram em desacordo com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA Nº357/2005 (BRASIL, 2005) para corpos d'água de classe II (até 50.000 cél/mL), apenas na lagoa Limão em junho/2018 (Figura 175). Neste período foram contabilizadas 61.496 cél/mL de cianobactérias, sendo a maior parte pertencente a espécie *Aphanocapsa delicatissima* (55.200 cél/mL). O fitoplâncton lagoas Limão, Nova e Juparanã também apresentou maior abundância de clorofíceas cenobiais, desmídeas (Zygnemaphyceae) e diatomáceas cêntricas, principalmente dos gêneros *Discostella* e *Urosolenia*. A maior representatividade destes organismos, indica maior estabilidade da coluna d'água e boas condições de nutrientes e luminosidade para desenvolvimento da comunidade.

A lagoa Areão apresentou comunidade composta, especialmente, por algas flageladas (classes Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Chlamydomonadophyceae e Prasinophyceae) em todas as amostragens, exceto em agosto/2020, quando houve predomínio de diatomáceas (Figura 174). O grupo das criptofíceas foi o mais abundante, sendo representado por espécies de *Plagioselmis* e *Cryptomonas*. Os fitoflagelados são considerados oportunistas e colonizadores, pois apresentam alta taxa de crescimento mesmo sob condições ambientais limitantes a outros grupos de algas. Estes organismos conseguem ocorrer em várias épocas do ano e em períodos de mistura da coluna d'água (OLRIK, 1994).

O fitoplâncton da lagoa Areal apresentou uma comunidade mais variável entre os períodos avaliados (Figura 174). Cianobactérias foram observadas em todas as amostragens, exibindo maior abundância em janeiro/2019 (Figura 175) juntamente com clorofíceas coloniais (ex. *Haricotina reticulata*). Algas flageladas, principalmente criptofíceas, ocorreram em junho/2018 e agosto/2019 (período de seca) e euglenofíceas, em março/2020 (período de cheia) (Figura 174). Diatomáceas foram registradas em maior número nas últimas amostragens, sendo representadas por táxons penados bentônicos (ex. *Navicula* e *Nitzschia*), em março/2020 e por cêntricas planctônicas (*Spicaticribr*a e *Discostella*), em agosto/2020.

Figura 174 – Representatividade das classes do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

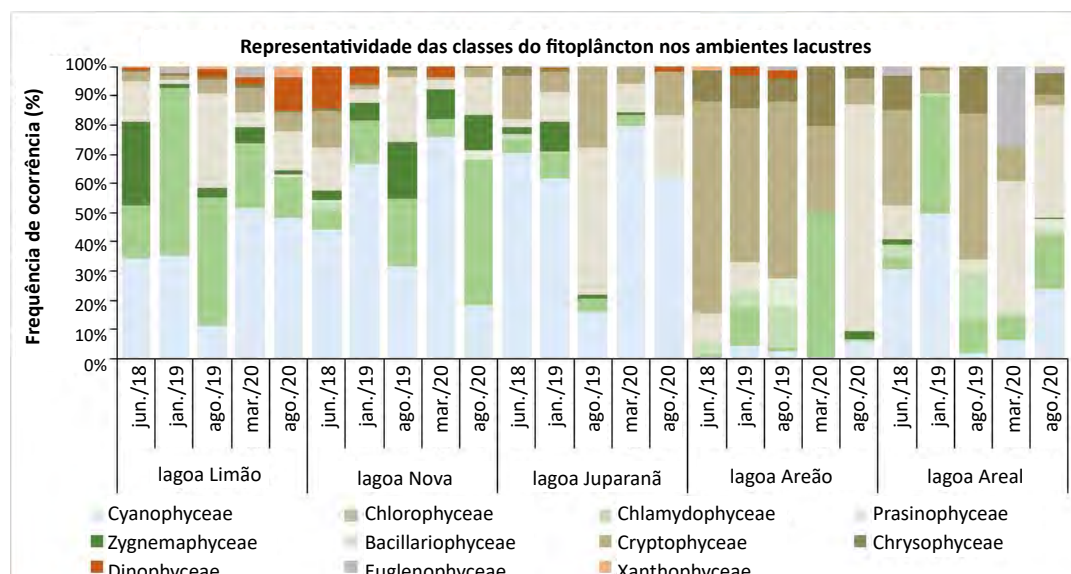
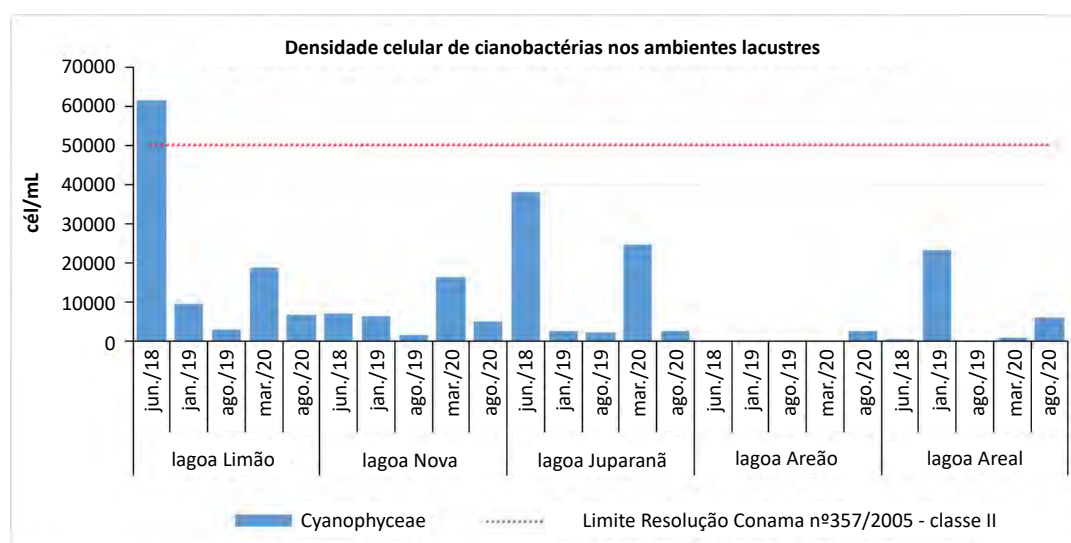


Figura 175 – Densidade celular de cianobactérias nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.



CONCLUSÃO

Com base nos resultados das amostragens realizadas após o desastre, constatou-se maior riqueza de espécies do fitoplâncton nas lagoas Limão, Nova e Juparanã. A comunidade encontrada nestes locais sugere ambientes com melhores condições nutricionais e de maior estabilidade da coluna d'água. Os dados obtidos para as lagoas Nova e Juparanã foram condizentes com os registrados em linha-base. As lagoas Areão e Areal apresentaram fitoplâncton constituído principalmente por espécies flageladas de crescimento rápido e que ocorrem preferencialmente em períodos de mistura do sistema. Os baixos valores de riqueza e diversidade de espécies, registrados para a lagoa Areão, indicam um ambiente moderadamente alterado.

ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM TRIBUTÁRIOS LOCALIZADOS FORA DA ÁREA DE PASSAGEM E DEPOSIÇÃO DA LAMA (APDL)

INTRODUÇÃO

O estudo da comunidade zooplanctônica nos tributários fora da área da APDL avaliou a estrutura e dinâmica dessa comunidade (composição de espécies, riqueza e diversidade de espécies, abundância dos indivíduos e equitabilidade da comunidade). Esses ambientes estão localizados na área do Baixo rio Doce, mas podem significar fonte de propágulos para a comunidade, através da capacidade de dispersão das espécies.

METODOLOGIA

A avaliação dos danos nessas regiões foi realizada com a base na coleta de dados primários, em campo, a partir de quatro campanhas realizadas em 2018, 2019 e 2020, pois não havia estudos de linha-base para comparação.

COLETA DE DADOS PRIMÁRIOS

Os dados primários foram obtidos através de amostragens do zooplâncton em nove tributários do rio Doce (Tabela 38), realizadas em quatro campanhas: junho de 2018 (inverno), janeiro (verão) e setembro de 2019 (inverno), e fevereiro (verão) e setembro (inverno) de 2020.

Tabela 38 – Estações de amostragem nos tributários fora da APDL.

Estação	Tributários	Longitude	Latitude
T2	Rio Gualaxo do Norte – Camargo/MG	663.755	7.757.165
T5	Rio Piranga	719.330	7.748.844
T6	Ribeirão do Sacramento	767.777	7.818.708
T7	Rio Piracicaba	757.883	7.841.667
T8	Rio Santo Antônio	780.933	7.871.360
T9	Rio Corrente Grande	800.004	7.891.278
T10	Rio Suaçú Grande	206.426	7.913.829
T11	Rio Caratinga	233.877	7.890.141
T12	Rio Manhaçu	279.927	7.844.298

A metodologia de coleta, de análise de amostras e de análise de dados foi exatamente a mesma descrita para as lagoas fora da APDL (item do relatório de acompanhamento do dano).

RESULTADOS

ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NOS TRIBUTÁRIOS FORA DAAPDL

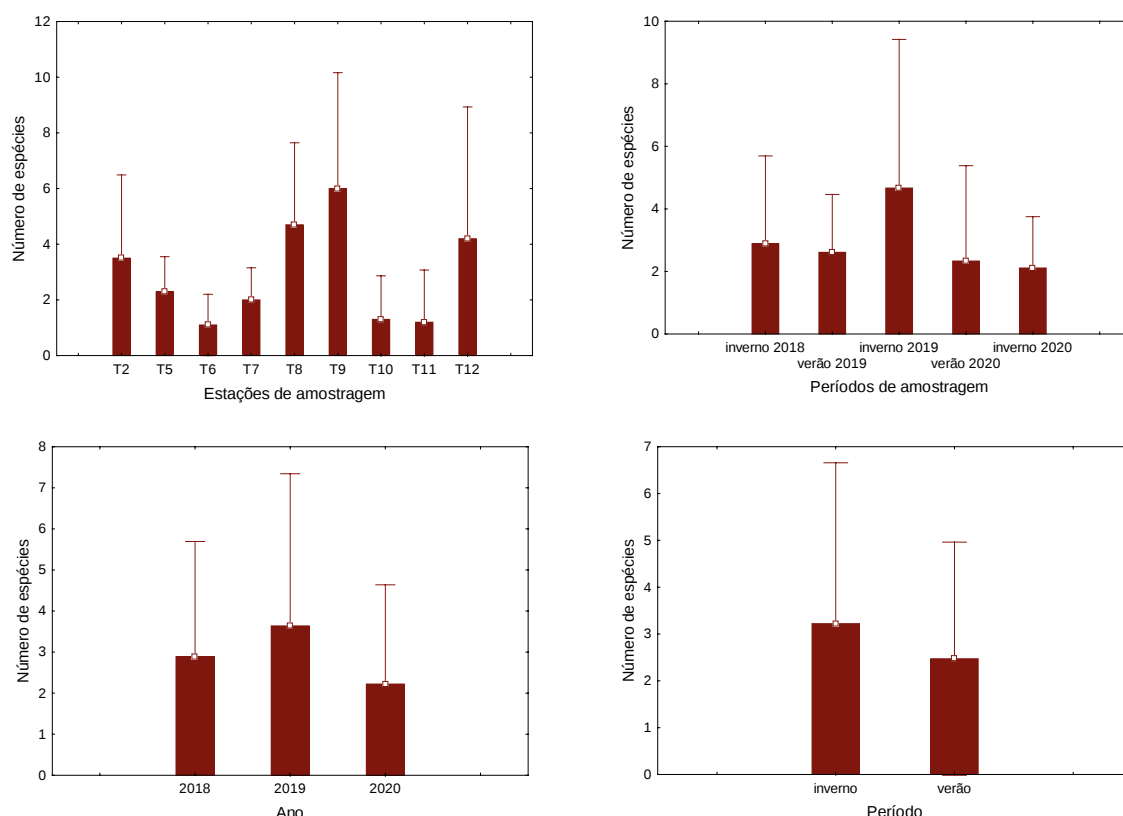
Composição de espécies

A comunidade zooplancônica nos tributários fora da APDL, ao longo dos períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020), foi representada por 64 espécies com maior contribuição dos rotíferos (37 espécies), seguido dos cladóceros (24 espécies) e copépodes (3 espécies) (APÊNDICE KK).

Riqueza de espécies

A partir dos dados primários complementares, foi constatada maior riqueza de espécies no rio Corrente Grande (estação T9), e a menor no ribeirão do Sacramento (estação T6) (Figura 176). Um menor número de espécies neste último tributário também foi registrado no diagnóstico elaborado pelos Institutos LACTEC (BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c)). Não foram registradas espécies de copépodes em todos os tributários fora da APDL no inverno de 2018 (APÊNDICE LL), verão de 2019 (APÊNDICE MM) e inverno de 2020 (APÊNDICE NN).

Figura 176 – Riqueza de espécies registrada nos tributários fora da APDL, no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos Institutos LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).



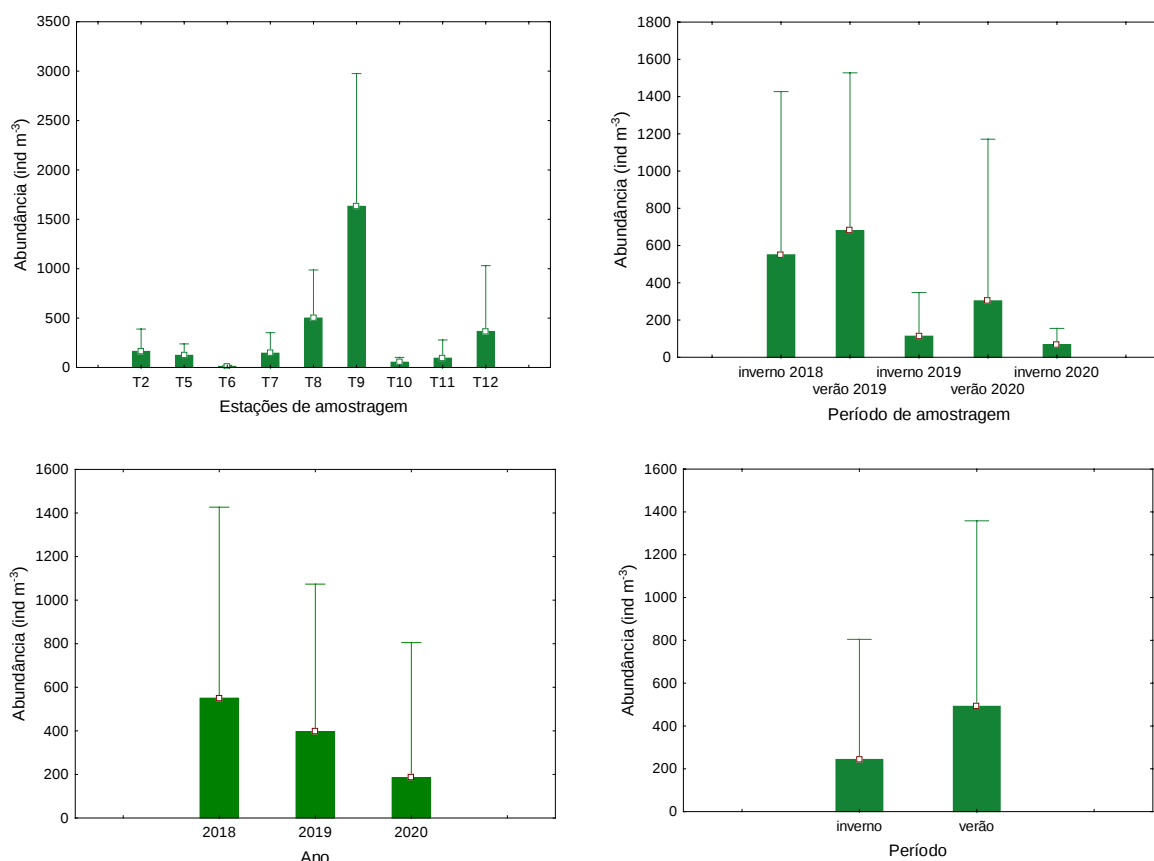
Fonte: Institutos LACTEC

Temporalmente, a maior riqueza de espécies foi encontrada no inverno de 2019, e a menor no inverno de 2020 (Figura 176). Além disso, a comunidade apresentou um maior número de espécies no inverno e no ano de 2019 (Figura 176).

Os dados complementares da frequência de ocorrência das espécies nos tributários, fora da APDL, mostraram que a maioria das espécies ocorreu esporadicamente, ao longo de todo período de amostragem (APÊNDICE KK ao APÊNDICE PP).

A comunidade zooplancônica foi escassa (adaptada de CETESB, 2012) nos tributários fora da APDL, em todos os períodos de amostragem (Figura 177). Os maiores valores foram verificados no rio Grande Corrente (estação T9), e menor em várias estações de amostragem, mas especialmente no ribeirão do Sacramento (estação T6) (Figura 177). O mesmo padrão de variação espacial foi descrito no diagnóstico de danos elaborado pelos Institutos LACTEC (BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c)).

Figura 177 – Abundância de indivíduos (ind m^{-3}) registrada nos tributários fora da APDL, no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos Institutos LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).



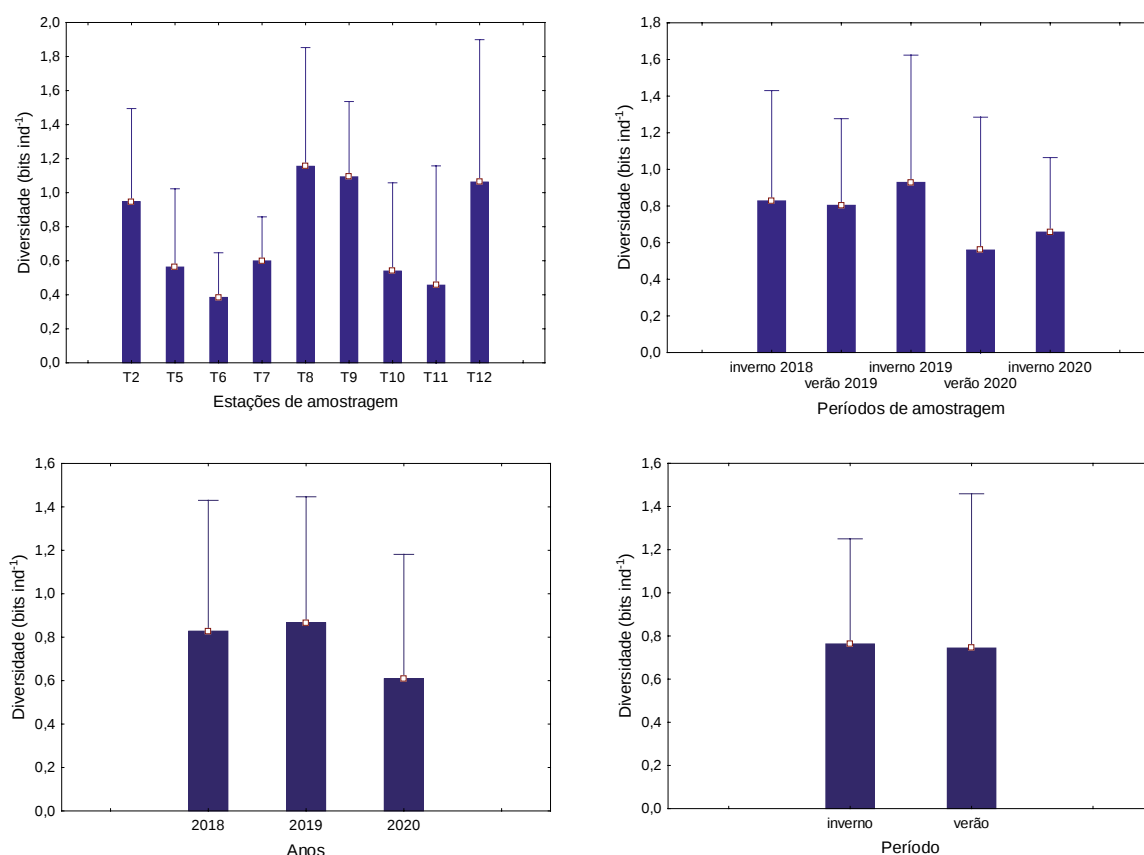
Fonte: Institutos LACTEC

Em relação aos períodos de amostragem, a maior abundância foi verificada no verão de 2019, e em geral no verão e no ano de 2018 (Figura 177). As espécies foram raras, em sua maioria, exceto os rotíferos *Synchaeta stylata* que foi abundante no inverno de 2018 (APÊNDICE LL), e *Collotehca* sp, no

inverno de 2020 (APÊNDICE NN), e o copépode *Notodiaptomus henseni* que foi abundante no verão de 2020 (APÊNDICE PP).

A diversidade de espécies, avaliada a partir dos dados primários complementares, foi muito baixa ($< 1,0$ bits ind⁻¹) (SHANNON; WIENER, 1949) na maioria dos tributários fora da APDL (Figura 178), assim como apontado no diagnóstico de danos elaborado pelos Institutos LACTEC (BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c)). Temporalmente, a diversidade de espécies foi maior no inverno de 2019 e menores no verão de 2020. Não foram observadas diferenças muito nítidas entre os períodos (verão e inverno), e no de amostragem (2018, 2019 e 2020) (Figura 178).

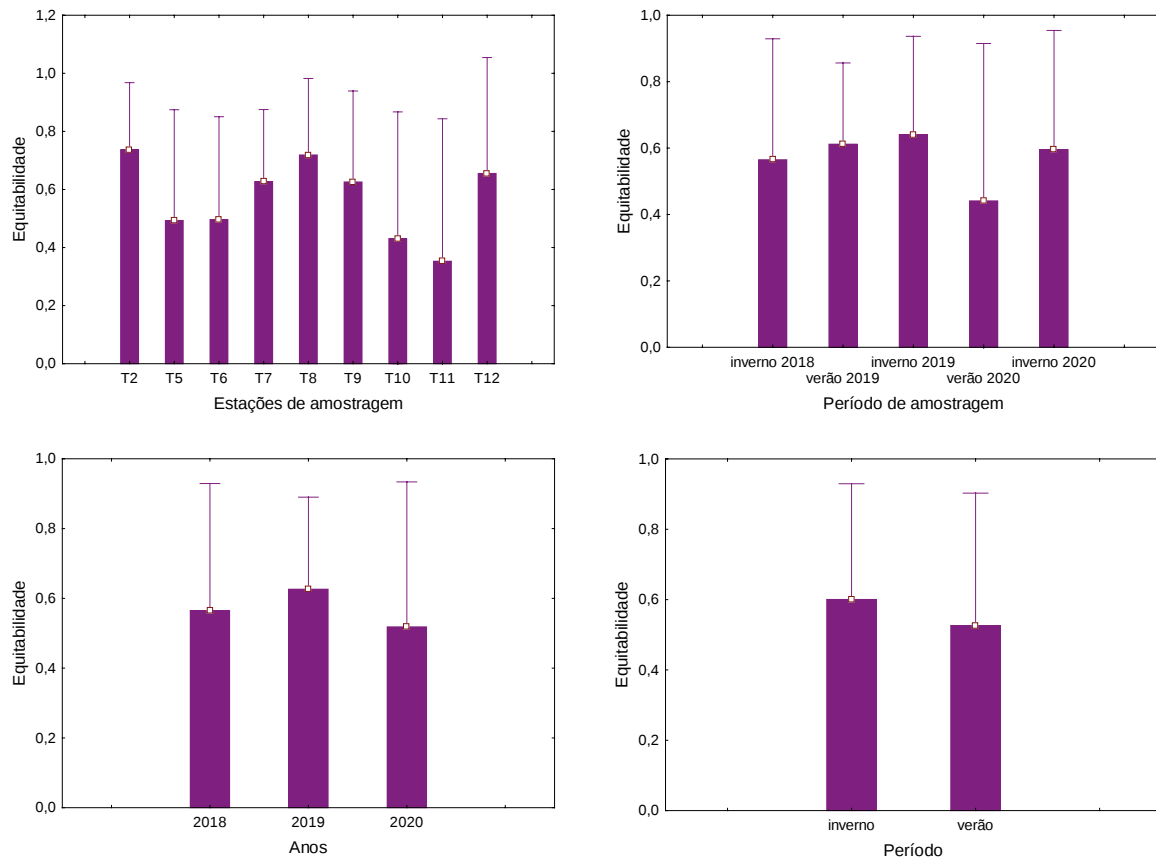
Figura 178 – Diversidade de espécies (bits ind⁻¹) registrada nos tributários fora da APDL, no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos Institutos LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).



Fonte: Institutos LACTEC

A equitabilidade da comunidade foi maior nos rios Gualaxo do Norte (Camargo/MG) (estação T2) e Santo Antônio (estação T8), e menor no rio Caratinga (estação 11) (Figura 179), sugerindo uma menor e maior dominância de espécies nesses tributários, respectivamente. Esses dados complementares foram distintos do apresentado no diagnóstico de danos de dados elaborado pelo LACTEC (BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c)), que descreveu maiores valores desse atributo da comunidade nos rios Caratinga (estação T11) e Corrente Grande. Temporalmente, maiores valores de equitabilidade foram registrados no inverno de 2019, e em geral, no inverno e no ano de 2019 (Figura 179).

Figura 179 – Equitabilidade da comunidade registrada nos tributários fora da APDL, no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos Institutos LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).



Fonte: Institutos LACTEC

RESULTADOS DO MONITORAMENTO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados bentônicos são invertebrados que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos, em pelo menos parte de seu ciclo de vida, ficam retidos em redes com abertura de malha entre 0,20 e 0,50 mm (ROSENBERG; RESH, 1993). Em ambiente límnico, apresentam grande diversidade de organismos, compreendendo espécies de Insecta, Annelida, Nematoda, Crustacea, Mollusca, Turbellaria e Bryozoa, com diversas formas e modos de vida, habitando os diferentes substratos e *habitats* do rio (SILVEIRA, 2004).

No ecossistema aquático, os macroinvertebrados bentônicos são importantes na dinâmica de nutrientes e no fluxo de energia (SILVEIRA, 2004; CALLISTO e ESTEVES apud MARQUES; FERREIRA; BARBOSA, 1999), pois reduzem o tamanho da matéria orgânica transformando-a em energia, participam do processo de decomposição. Atuam também na liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água e no transporte de matéria orgânica a jusante (DEVÁI, 1990). Ainda, são importantes elos da cadeia alimentar, em posição intermediária da cadeia alimentar, se alimentando de algas e microrganismos e constituindo fonte de alimento para outros macroinvertebrados aquáticos, aves, mamíferos e peixes (SILVEIRA, 2004).

Além disso os macroinvertebrados bentônicos são importantes indicadores biológicos da qualidade ambiental. A comunidade dos macroinvertebrados bentônicos apresenta organismos que utilizam diferentes *habitats*, representando a diversidade ecológica do ambiente. São sensíveis aos impactos antrópicos, mas apresentam espécies resistentes, tornando o grupo excelente indicador de qualidade ambiental (CETESB, 2012). Qualquer alteração nas condições do ambiente aquático se refletirá nas estruturas das comunidades que ali habitam. Aliada a análises físico-químicas, a comunidade de macroinvertebrados é capaz de identificar alterações sutis no ambiente, mesmo longe da fonte de poluição (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003), com a vantagem de permitir a identificação de alterações presentes, assim como as ocorridas no passado. De fato, os macroinvertebrados são o grupo mais utilizado em biomonitoramento de águas continentais em todo o mundo (BONADA et al., 2006; RESH, 2008).

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi analisada após o desastre ao longo do rio Doce com o objetivo de avaliar os aspectos biológicos da qualidade de sedimento, atuando como bioindicadores da qualidade de sedimentos e da água.

METODOLOGIA

No presente relatório de acompanhamento do dano foram incluídas as análises de três campanhas de amostragem de macroinvertebrados realizadas pelo Lactec, uma em agosto de 2019, a segunda entre fevereiro e março de 2020 e a terceira em agosto de 2020. Totalizando cinco campanhas analisadas, três no período seco (entre junho e julho de 2018, em agosto de 2019 e em agosto de 2020)

e duas no período chuvoso (em janeiro de 2019 e entre fevereiro e março de 2020). Foram analisadas 20 estações de amostragem localizadas na área de passagem e deposição da lama e oito estações fora da área de passagem e deposição da lama (Tabela 39). A partir da segunda campanha de amostragem foram realizadas também amostragem nos reservatórios das quatro usinas hidrelétricas encontradas ao longo do rio Doce (R) (Tabela 39). A metodologia de amostragem e análise detalhada está descrita em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c).

Tabela 39 – Sigla, localização geográfica e o nome da drenagem das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos.

	Estação de amostragem	Nome da drenagem	Localização geográfica
Estações de amostragem dentro da área de passagem e deposição da lama (APDL)	AF 1	Reservatório Dique S4, próximo ao dique	23K 666006 / 7760995
	AF 2	Rio Gualaxo do Norte, a montante de Paracatu de Baixo	23K 682779 / 7753947
	AF 3	Rio do Carmo	23K 705470 / 7755982
	AF 4	Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado/MG	23K 717242 / 7757273
	AF 5	Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado/MG	23K 724096 / 7764129
	AF 6	Rio Doce, São Domingos do Prata/MG	23K 735378 / 7784722
	AF 7	Rio Doce, entre Marliéria e Pingo-D'Água/MG	23K 763702 / 7813148
	AF 8	Rio Doce, Santana do Paraíso/MG	23K 763025 / 7843187
	AF 9	Rio Doce, Belo Oriente/MG	23K 775725 / 7860846
	AF 11	Rio Doce, entre Fernandes Tourinho e Periquito/MG	23K 799419 / 7888067
	AF 13	Rio Doce, Governador Valadares/MG	24K 188894 / 7909485
	AF 14	Rio Doce, Governador Valadares/MG	24K 201798 / 7912281
	AF 15	Rio Doce, entre Galiléia e Tumiritinga/MG	24K 220958 / 7900393
	AF 16	Rio Caratinga, Conselheiro Pena/MG	24 233829 / 7890097
	AF 17	Rio Doce, Conselheiro Pena/MG	24K 241286 / 7878537
	AF 18	Rio Doce, Resplendor/MG	24K 264690 / 7858920
	AF 20	Rio Doce, entre Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES	24K 288640 / 7841936
	AF 21	Rio Doce, Itapina/ES	24K 309788 / 7839731
	AF 22	Rio Doce, Colatina/ES	24K 328871 / 7839580
	AF 23	Rio Doce, Linhares/ES	24K 389056 / 7853399
Estações de amostragem fora da APDL	AF 10	Rio Santo Antônio	23K 779673 / 7872691
	AF 12	Rio Corrente Grande	23K 779673 / 7872691
	AF 19	Rio Manhuaçu, Aimóes/MG	24K 279499 / 7844246
	PC 1	Rio Gualaxo do Norte, Bento Rodrigues/MG	23K 663764 / 7757144
	PC 3	Rio Piranga, Santa Cruz do Escalvado/MG	23K 720421 / 7754016
	PC 6	Rio Sacramento, Bom Jesus do Galho/MG	23K 767771 / 7818694
	PC 8	Rio Piracicaba, Coronel Fabriciano/MG	23K 751620 / 7838611
	PC 10	Rio Suaçuí Grande, Governador Valadares/MG	24K 206464 / 7913396

	Estação de amostragem	Nome da drenagem	Localização geográfica
Reservatórios	R1	Risoleta Neves	23K 279712 / 7847624
	R2	Baguari	23K 802390 / 7893728
	R3	Aimorés	24K 724200 / 7764151
	R4	Mascarenhas	24K 297882 / 7842430

No presente relatório, foram também incluídas as análises dos dados coletados no Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimento (PMQQS), realizado pela Fundação Renova, no período de janeiro de 2018 a janeiro de 2020. Um total de 12 estações de amostragem foram analisadas, sendo 4 localizadas no compartimento 2A, 4 no compartimento 2B e 4 no compartimento 3 (Tabela 40). Detalhes da metodologia de coleta e análise estão descritos em Golder Associates (2017).

Tabela 40 – Localização das estações de amostragem do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimento localizadas na APDL.

Compartimento	Ponto	Município	Rio	Coordenadas
2A	RDO 03	São Domingos da Prata	Rio Doce	735947,96 7785335,22 UTM 23S
	RDO 04	Bom Jesus do Galho	Rio Doce	760057,88 7835967,30 UTM 23S
	RDO 05	Belo Oriente	Rio Doce	776918,75 7861579,02 UTM 23S
	RDO 06	Periquito	Rio Doce	799361,95 7886166,12 UTM 23S
2B	RDO 07	Gov. Valadares	Rio Doce	806612,20 7899868,14 UTM 23S
	RDO 09	Tumiritinga	Rio Doce	221845,75 7900244,83 UTM 24S
	RDO 10	Resplendor	Rio Doce	263318,88 7861251,39 UTM 24S
	RDO 11	Baixo Guandu	Rio Doce	288650,080 7841937,06 UTM 24S
3	RDO 12	Colatina	Rio Doce	315429,22 7842979,94 UTM 24S
	RDO 13	Colatina	Rio Doce	328395,12 7839121,87 UTM 24S
	RDO 14	Colatina	Rio Doce	336836,94 7841931,34 UTM 24S
	RDO 15	Linhares	Rio Doce	388224,85 7853704,30 UTM 24S

RESULTADOS

DIAGNÓSTICO LACTEC

Nas estações de amostragem localizadas na APDL, nas três últimas campanhas realizadas pelo Lactec para o acompanhamento do dano, foi amostrado o total de 126.876 indivíduos pertencentes a 65 táxons diferentes, sendo 37.961 indivíduos de 50 táxons na campanha realizada em agosto de 2019 em período seco, 4.755 indivíduos pertencentes a 46 táxons distintos na campanha realizada entre fevereiro e março de 2020 em período chuvoso e 84.160 indivíduos de 46 táxons na campanha realizada em agosto de 2020 em período seco. Embora em período chuvoso seja esperada menor densidade de organismos a diferença nos dois períodos foi bastante expressiva, podendo estar vinculada ao grande nível de precipitação observado no período chuvoso de 2020, aliado a entrada de novos aportes de lama.

Foram registrados os grupos Nematoda, Platyhelminthes (Turbellaria), Annelida (Oligochaeta, Hirudinea), Mollusca (Bivalvia e Gastropoda) e Arthropoda (Araneae, Acari, Palaemonidae, Collembola, Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera, Coleoptera, Trichoptera, Plecoptera e Diptera) (Tabela 41). Os grupos Philopotamidae (Trichoptera), Ecnomidae (Trichoptera), Psephenidae (Coleoptera), Athericidae (Diptera), Ephydriidae (Diptera), Sarcophagidae (Diptera), Belostomatidae (Hemiptera), Gripoterygidae (Plecoptera) e Perlidae (Plecoptera) foram registrados pela primeira vez no estudo.

As estações localizadas fora da APDL tiveram o registro de 111.627 indivíduos, pertencentes a 58 táxons ao longo das cinco primeiras campanhas realizadas. Com total de 52.957 indivíduos coletados na campanha realizada em junho de 2018 (período seco), na segunda campanha realizada em janeiro de 2019 (período chuvoso) foram coletados 8.558 indivíduos, enquanto na terceira campanha realizada em agosto de 2019 (período seco) foram coletados 12.971 indivíduos, na quarta campanha realizada entre fevereiro e março de 2020 (período chuvoso) foram coletados 2.064 indivíduos, na última campanha realizada em agosto de 2020 (período seco) foram registrados 35.077 indivíduos.

As amostras da última campanha realizada em agosto de 2020 ainda estão sendo analisadas. Um total de 11 táxons foram registrados apenas nas estações de amostragem localizadas fora da APDL, pertencentes aos grupos Odonata (Dytiscidae), Hemiptera (Gerridae e Pleidae), Coleoptera (Dryopidae, Gyrinidae, Corydalidae, Lutrochidae e Hydroscaphidae), Trichoptera (Calomaceratidae) e Diptera (Canacidae e Phoridae).

Tabela 41- Táxons de macroinvertebrados encontrados nas estações de amostragem localizadas dentro da APDL, no diagnóstico do dano e no acompanhamento de dano.

Filo Nematoda	Baetidae	Staphilinidae
Filo Platyhelminthes	Caenidae	Ordem Megaloptera
Classe Turbellaria	Leptohyphidae	Corydalidae
Filo Annelida	Leptophlebiidae	Ordem Trichoptera
Classe Oligochaeta	Polymitarcyidae	Glossosomatidae
Classe Hirudinea	Ordem Plecoptera	Ecnomidae
Filo Mollusca	Gripoterygidae	Helicopsychidae
Classe Bivalvia	Perlidae	Hydropsychidae
Corbiculidae	Ordem Odonata	Hydroptilidae
Classe Gastropoda	Calopterygidae	Leptoceridae
Ampullariidae	Coenagrionidae	Odontoceridae
Ancylidae	Protoneuridae	Philopotamidae
Thiaridae	Gomphidae	Polycentropodidae
<i>Melanoides</i> sp.	Corduliidae	Ordem Diptera
Hydrobiidae	Libellulidae	Athericidae
Physidae	Ordem Hemiptera	Ceratopogonidae
Lymnaeidae	Belostomatidae	Chironomidae
Planorbidae	Corixidae	Culicidae
Filo Arthropoda	Gelastocoridae	Dolichopodidae
Classe Chelicerata	Naucoridae	Empididae
Ordem Araneae	Nepidae	Ephydriidae

Ordem Acari	Notonectidae	Muscidae
Hydracarina	Saldidae	Psychodidae
Subfilo Crustacea	Vellidae	Sarcophagidae
Classe Malacostraca	Ordem Coleoptera	Simuliidae
Ordem Decapoda	Dytiscidae	Syrphidae
Palaemonidae	Elmidae	Tabanidae
<i>Macrobrachium</i> sp.	Hydrophilidae	Tipulidae
Classe Insecta	Noteridae	Ordem Lepidoptera
Ordem Collembola	Ptilodactylidae	Pyralidae
Ordem Ephemeroptera	Psephenidae	

A classe Insecta apresentou maior riqueza, 50 táxons (aproximadamente 77% do total de táxons) e maior abundância, 68% do total de indivíduos amostrados, nas estações localizadas na área da APDL em ambiente fluvial, no novo período analisado. Maior riqueza e abundância de Insecta é o esperado para o ambiente, em trabalhos realizados antes do desastre na bacia do rio Doce a abundância de Insecta se manteve em torno de 80% (BARBOSA et al., 1997; MAYRINK et al., 2002; CALLISTO et al., 2004; LIGEIRO et al., 2010). Valor mais próximo ao observado nas campanhas realizadas no período seco em 2019 e em 2020 (abundância de Insecta 62% e 73% respectivamente), na campanha realizada em período chuvoso em 2020 foi observado redução na abundância relativa de Insecta (39%). Resultado semelhante ao observado no primeiro ano de amostragem, onde a abundância de insetos no período seco foi de 71% enquanto em período chuvoso foi 33%.

Assim como no primeiro ano do estudo a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser relacionada com áreas impactadas, apresentando majoritariamente grupos considerados tolerantes a alterações ambientais. Os grupos Chironomidae e Oligochaeta se destacaram por apresentaram grande número de indivíduos tanto nas campanhas realizadas no período seco em 2019 (Chironomidae 42% e Oligochaeta 20% do total de indivíduos) como na realizada no período chuvoso em 2020 (Oligochaeta 28% e Chironomidae 21% do total de indivíduos). Em campanha realizada no período seco em 2020 Bivalvia (15% do total de indivíduos) também apresentou grande abundância, além de Chironomidae (61%) e Oligochaeta (8%). Chironomidae (Diptera) e Oligochaeta estiveram presentes em todas as estações amostrais tanto nas campanhas realizadas em período seco como na realizada em período chuvoso, esses grupos são considerados tolerantes e generalistas apresentam espécies resistentes a altos níveis de poluição e reduzido oxigênio dissolvido (JOHNSON; WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993).

Em todo o período estudado a riqueza de macroinvertebrados bentônicos variou entre 7 e 29 táxons. O período seco apresentou maiores riquezas, variando entre 8 e 29 táxons, enquanto no período chuvoso a riqueza variou entre 7 e 23 táxons (Figura 180 e Figura 181). A Ordem Diptera foi a que apresentou a maior riqueza entre os insetos, no ciclo de 2019 (7 táxons) e 2020 (13 táxons), esses espécimes tem sua distribuição em variados ambientes, sendo localizados em rios, lagos com diferentes profundidades. Alguns grupos são considerados resistentes a poluição como alguns gêneros de Chironomidae e Tipulidae e outros são encontradas em águas com um melhor estágio de conservação (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001). As estação de amostragem que apresentaram maior riqueza no ano de 2020 no período seco foi AF4 (21 táxons) e AF23 (22 táxons) e menores índices de riqueza

foram no AF3 (11 táxons). No período de chuvoso do mesmo ano os valores máximos foram encontrados nos pontos AF2, AF10, AF17, AF21 (18 táxons) e valores mínimos nos pontos AF5, AF9, AF11, AF12 (8 táxons).

A diversidade variou entre 0,190 e 2,04 (variando entre 0,37 e 2,04 no período seco e 0,190 e 2,03 no período chuvoso) (Figura 182 e Figura 183). Assim como a riqueza o índice de diversidade apresentou maiores valores em período seco, conforme esperado. Os fatores ambientais tendem a apresentar maior estabilidade em período seco, favorecendo o desenvolvimento dos macroinvertebrados bentônicos (CARVALHO; UIEDA, 2004; RIBEIRO; UIEDA, 2005).

A densidade média de macroinvertebrados variou entre 7 e 54.596,3 indivíduos/m² (sendo entre 55 e 54.596,3 indivíduos/m² no período seco e entre 7 e 23.153,24 indivíduos/m² no período chuvoso) (Figura 184 e Figura 185). Tanto em período seco como em período chuvoso foi observada redução na densidade dos macroinvertebrados bentônicos em entre a primeira e a segunda campanha (Figura 184 e Figura 185), essa redução foi mais expressiva no período chuvoso, podendo ser relacionado a altas precipitações registrados no período. Embora seja um resultado esperado diante das alterações que grandes chuvas causam na comunidade naturalmente, a entrada de novos aportes de lama na bacia do rio Doce pode causar alterações significativas na comunidade. A terceira campanha realizada em período chuvoso a densidade de organismos teve expressivo aumento, apresentando valores maiores que os encontrados na primeira campanha, em todas as estações de amostragem (Figura 184). No período seco do ano de 2020 a densidade de organismos foi a mais expressiva quando comparado com os anos anteriores, porém em relação ao período chuvoso a densidade em 2020 foi menor que no ano de 2019, devido ao grande volume de chuvas registrados em 2020.

Figura 180 – Riqueza de macroinvertebrados aquáticos, por estação de amostragem, encontrados na APDL nas campanhas realizadas em período seco, pelo Lactec.

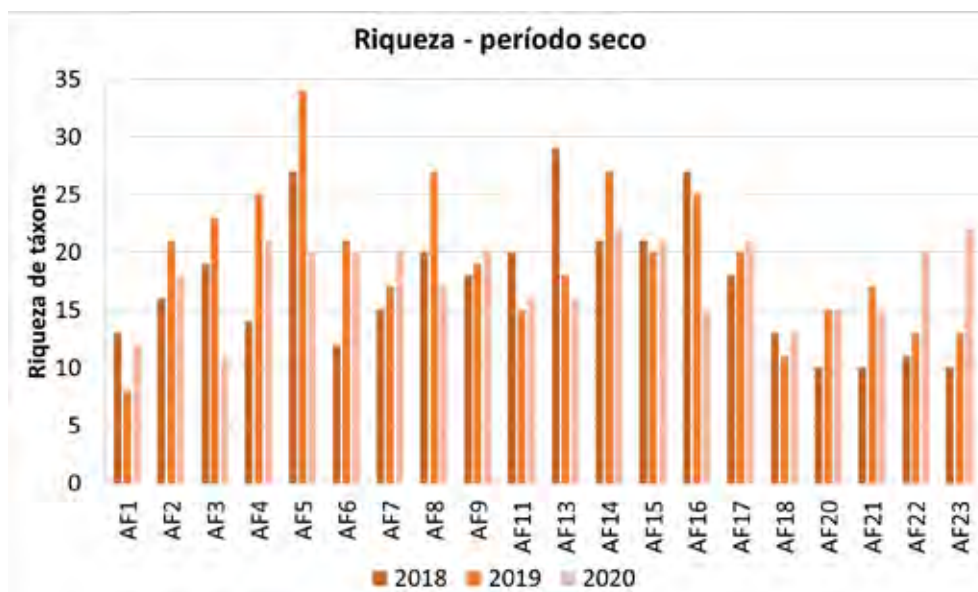


Figura 181 – Riqueza de macroinvertebrados aquáticos, por estação de amostragem, encontrados na APDL nas campanhas realizadas em período chuvoso, pelo Lactec.



Figura 182 – Diversidade de Shannon de macroinvertebrados aquáticos, por estação de amostragem, encontrados na APDL nas campanhas realizadas em período seco, pelo Lactec.

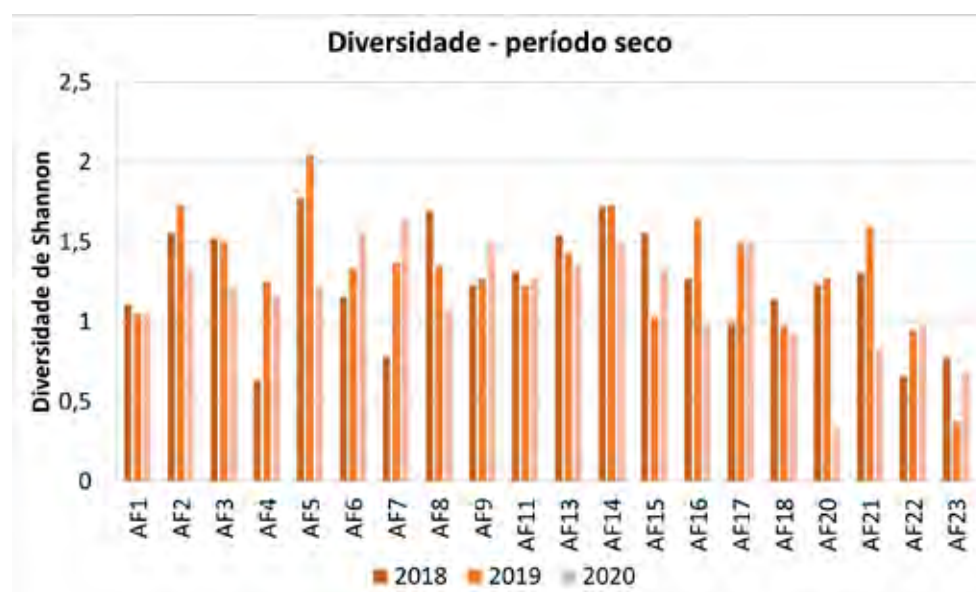


Figura 183 – Diversidade de Shannon de macroinvertebrados aquáticos, por estação de amostragem, encontrados, na APDL nas campanhas do diagnóstico realizado em período chuvoso, pelo Lactec.



Figura 184 – Média da densidade de macroinvertebrados aquáticos (indivíduos/m²), por estação de amostragem, encontrados na APDL nas campanhas realizado em período seco, pelo Lactec.

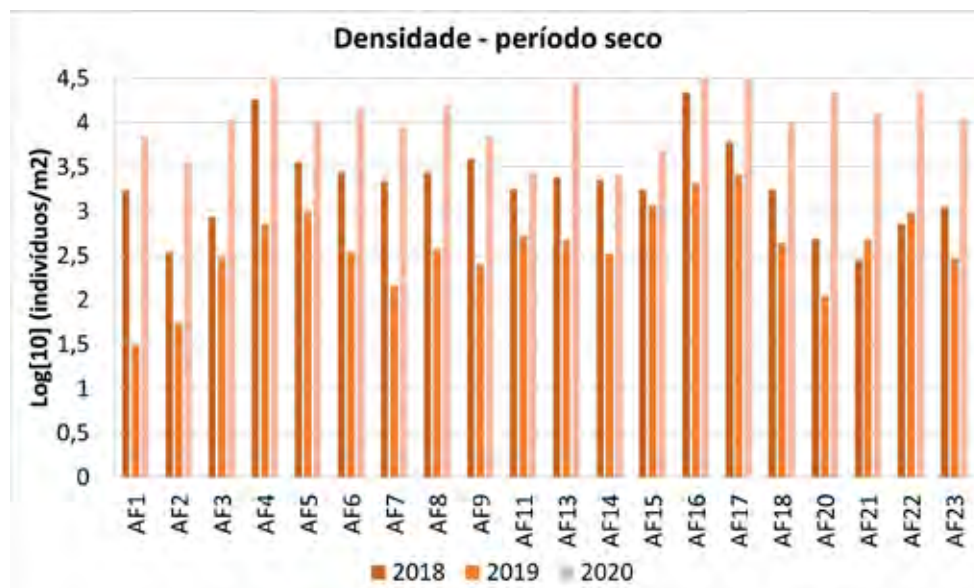


Figura 185 – Média da densidade de macroinvertebrados aquáticos (indivíduos/m²), por estação de amostragem, encontrados na APDL nas campanhas realizado em período chuvoso, pelo Lactec.

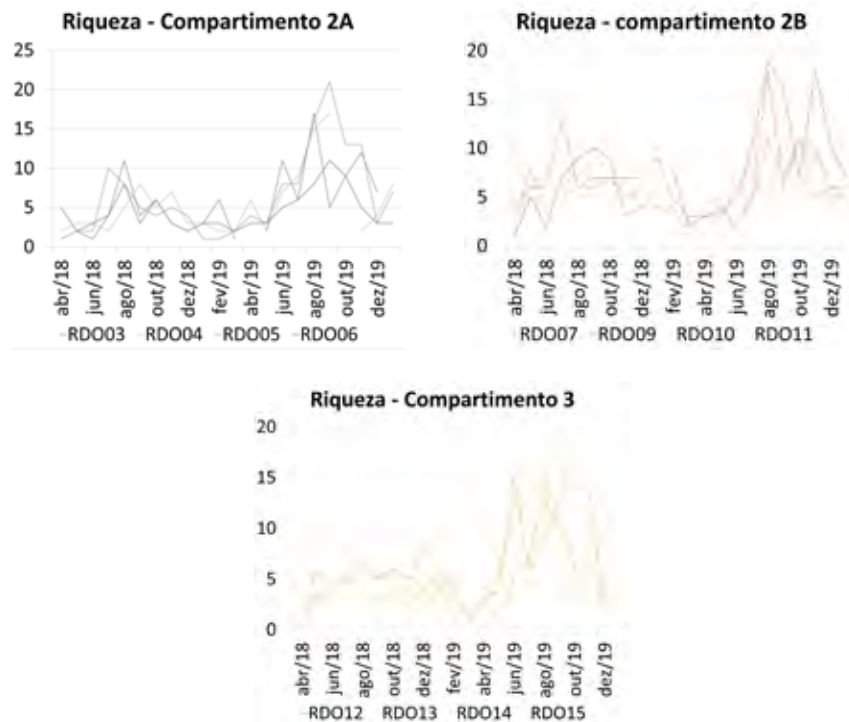


MONITORAMENTO PMQQS

Com relação ao PMQQS, com a inclusão do novo período de dados analisados, foi mantida a tendência a baixos valores de riqueza de táxons e diversidade, entretanto foi observado tendência de recuperação da comunidade a análise de alguns indicadores. A riqueza de táxons apresentou indícios de aumento a partir de junho de 2019, nos três compartimentos estudados (compartimento 2A, 2B e 3) (Figura 186). A diversidade de macroinvertebrados bentônicos apresentou tendência de redução nos três compartimentos estudados, no período analisado, entre abril de 2018 e maio de 2019 (Figura 186). O formato que os dados foram disponibilizados após maio de 2019 não permitiram o cálculo da diversidade, dominância, equitabilidade e BMWP. Com relação à densidade de organismos, nos três compartimentos, houve redução no período chuvoso, comportamento esperado para o grupo (Figura 188). Nos compartimentos 2A e 3 foi observado tendência aumento na densidade no período seco de 2019, quando comparado ao período seco de 2018. Já no compartimento 2B foi observada tendência à redução de densidade de organismos.

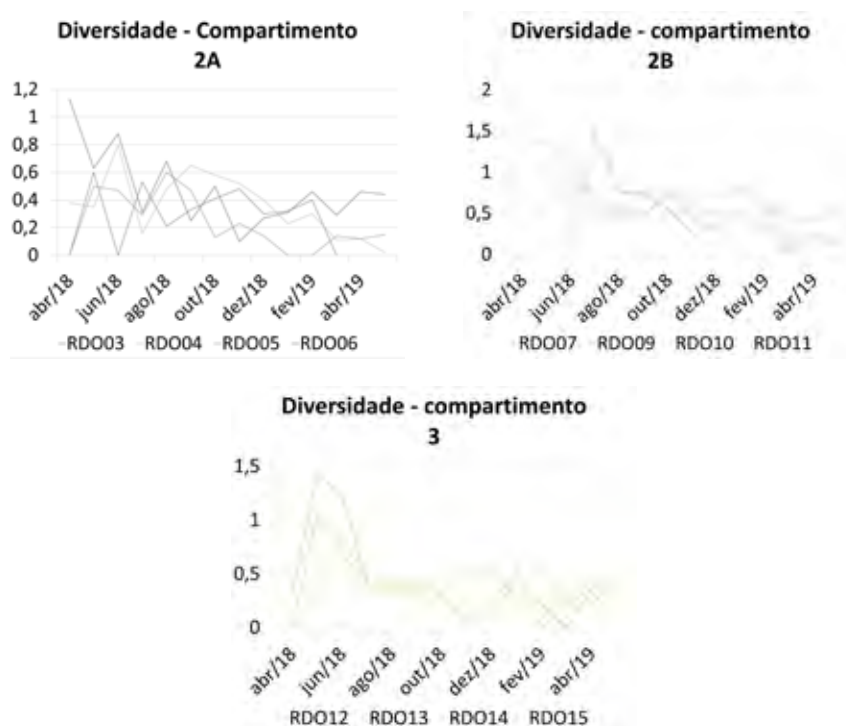
A riqueza de táxons de macroinvertebrados bentônicos variou entre zero e 21, com o maior valor encontrado na estação de amostragem RDO 05 em setembro de 2019. Um total de 57% das estações de amostragem nos diferentes períodos analisados apresentaram riqueza menor do que 5 táxons.

Figura 186 – Riqueza de táxons de macroinvertebrados por aquáticos compartimento e por estação de amostragem, no PMQQS.



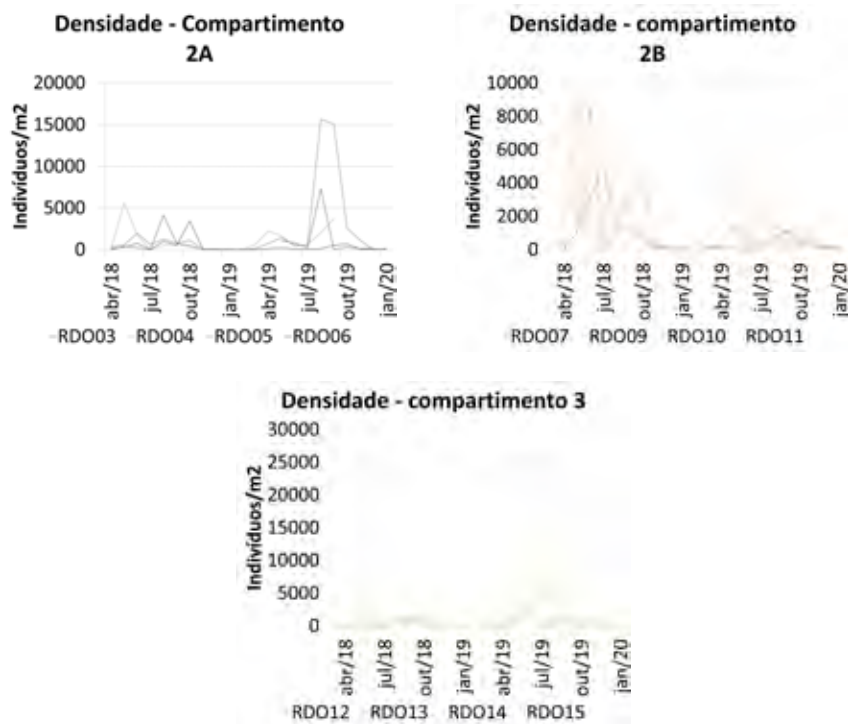
O índice de Diversidade de Shannon variou entre zero e 1,49, apresentando valor menor que 0,5 em 67% das estações de amostragem nos diferentes períodos analisados. Mesmo os maiores valores de diversidade encontrados, abaixo de dois, podem ser relacionados a ambientes impactados, os valores, portanto são considerados extremamente baixos corroborando a relação com ambiente fortemente impactado. A Dominância de Simpson e a Equitabilidade refletiram o baixo valor de riqueza de taxa e indivíduos encontrados em grande parte das estações de amostragem, corroborando com os dados de riqueza e diversidade, indicando um ambiente impactado.

Figura 187- Diversidade de Shannon, de macroinvertebrados aquáticos por compartimento e por estação de amostragem, no PMQQS.



A densidades total de indivíduos em cada estação de amostragem nas diferentes campanhas variou entre zero e 26.118 ind./m². Aproximadamente 52% das estações de amostragem nos diferentes períodos amostrados apresentaram densidade menor do que 300 indivíduos/m². A densidade de indivíduos pode apresentar valores elevados em ambientes impactados, em ambientes com poluição orgânica observa-se aumento de densidade de táxons tolerantes.

Figura 188 – Densidade (indivíduos/m²), de macroinvertebrados aquáticos por compartimento e por estação de amostragem, no PMQQS.



Na análise do BMWP 91% das estações de amostragem nos diferentes períodos analisados tiveram a qualidade da água considerada como péssima, 8% tiveram a qualidade de água classificada como ruim e em apenas um caso a qualidade da água foi considerada regular (Figura 189). Embora a aplicação do BMWP deva ser utilizada com cautela na área de estudo os resultados corroboraram com os demais indicadores analisados.

Figura 189 – Classificação da qualidade de água segundo Junqueira et al. (2000), utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al. (2000), nas estações de amostragem do PMQQS Vermelho: péssimo, laranja: ruim e amarelo: Regular.

	RDO03	RDO04	RDO05	RDO06	RDO07	RDO09	RDO10	RDO11	RDO12	RDO13	RDO14	RDO15
4/18	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
5/18	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
6/18	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
7/18	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
8/18	Amarelo	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
9/18	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
10/18	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
11/18	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
12/18	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
01/19	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
02/19	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
03/19	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
04/19	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho
05/19	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Vermelho	Amarelo

CONCLUSÃO

No acompanhamento do dano, assim como no diagnóstico, a fauna de macroinvertebrados bentônicos e os indicadores utilizados nos estudos realizados indicam um ambiente fortemente alterado com baixa qualidade ambiental. A fauna de macroinvertebrados apresentou de maneira geral baixa riqueza e diversidade com predominância de organismos tolerantes a alteração ambiental. A ausência de linha-base para toda a extensão do rio Doce não possibilita a mensuração adequada do dano decorrente do rompimento da barragem de Fundão. Entretanto, extrapolando os dados das estações onde foi possível mensurar o dano é possível supor que ao longo de todo o rio Doce a passagem da lama causou alterações na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, apresentando redução na riqueza de táxons, densidade e diversidade de Shannon, com pico de redução nos meses seguintes ao desastre. A densidade de organismos de maneira geral apresentou redução no segundo ano de estudo, essa redução foi acentuada na campanha chuvosa de 2020, sendo relacionada às altas precipitações que ocorreram no período. Novas entradas de lama, que podem ter ocorrido nesse período, tem potencial para causar alteração significativa na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. No período seco de 2020, entretanto, a densidade atingiu os maiores valores desde o início do estudo.

