

Para as estações no rio Doce (Figura 176), observou-se pouca variação na série de dados, com concentrações de sulfato total variando de 1,0 a 10,0 mg/L, de modo geral. Mesmo quando considerados os valores máximos encontrados, estes se encontram muito abaixo do limite legislado para rios de Classe 2, de 250 mg/L.

Nos afluentes (Figura 177), de modo geral, também se observou pouca variação na série de dados, com concentrações de sulfato total variando de 1,0 a 10,0 mg/L, assim como registrado nas estações do rio Doce. Exceção se fez na estação RD009, no rio do Carmo, onde as concentrações variaram de 5,80 a 70,40 mg/L, com mediana de 19,70 mg/L e média de 22,71 mg/L.

Figura 176 – Gráficos de dispersão dos dados de sulfato total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

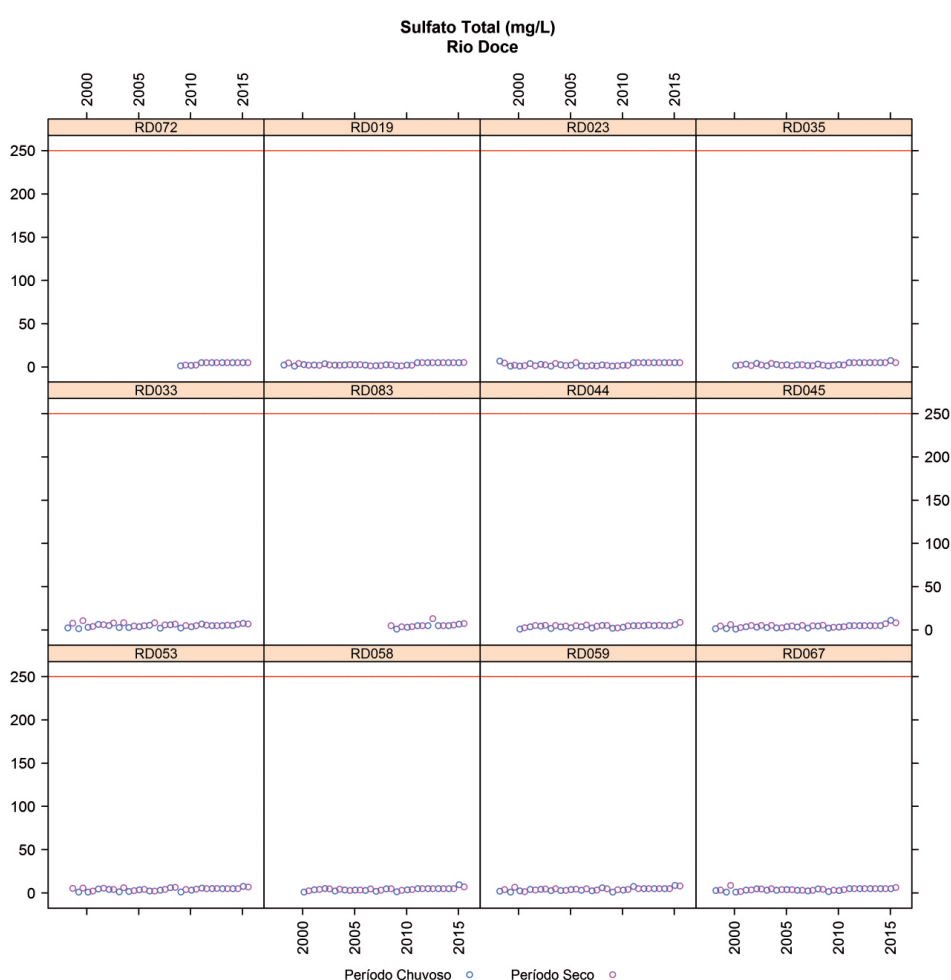
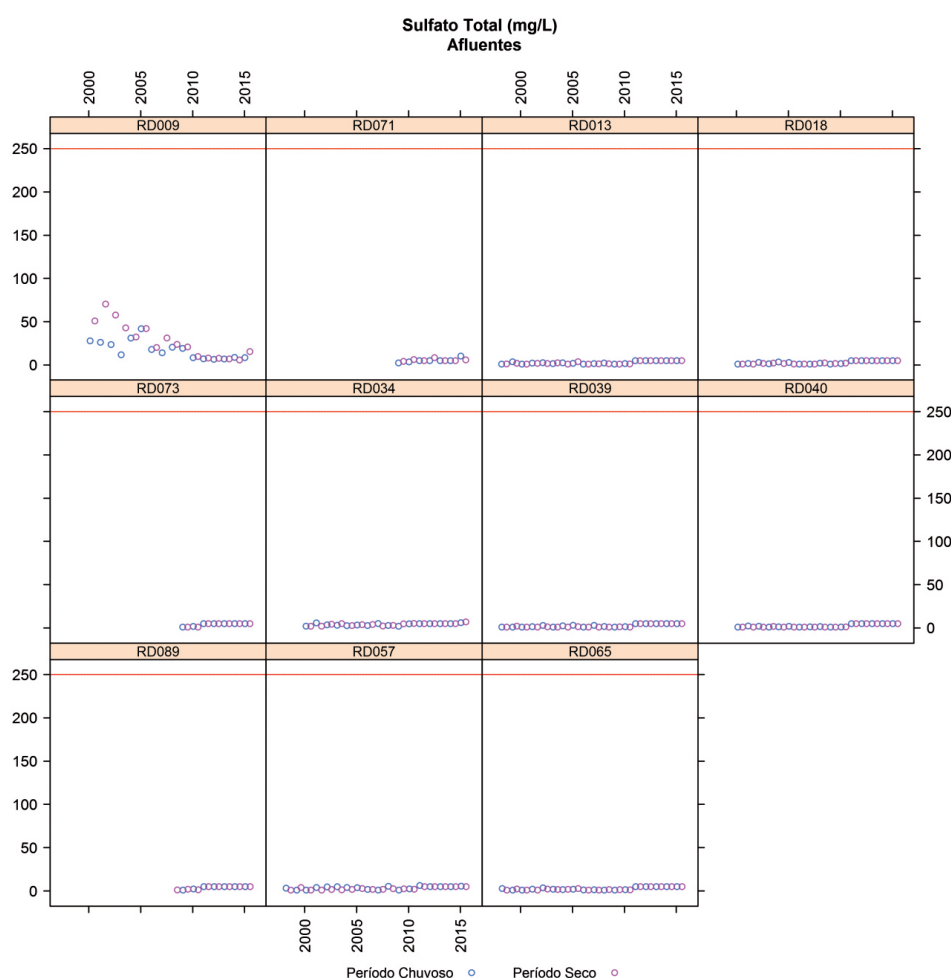


Figura 177 – Gráficos de dispersão dos dados de sulfato total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3 Resultados das variáveis químicas da água (metais e semimetais)

2.2.3.3.1 Alumínio total

Entre os metais, o alumínio é o mais abundante na crosta terrestre e, dessa forma, pode ocorrer naturalmente em águas superficiais, advindo da erosão do solo. Em boa parte da região de análise, predominam as classes de solo latossolo vermelho-amarelo e podzólico vermelho-amarelo, sendo o primeiro considerado acentuadamente drenado, com baixa saturação de bases (distróficos) e predominantemente alto em alumínio, resultante de rochas gnáissicas, leuco e mesocráticas, de caráter ácido, magmáticos charnoquitos, xistos e de depósitos argiloarenosos; o segundo é resultante de gnaisses diversos, charnoquitos, xistos e magmáticos (OLIVEIRA, 2016; FUKUZAWA, 2008). Sua presença também é associada à indústria, às atividades agrícolas e à mineração.

O íon alumínio, sob elevados índices de precipitações fluviais em climas tropicais e subtropicais, pode ser liberado para o solo e para os lençóis freáticos a partir do intemperismo das rochas e, dependendo de sua concentração, são considerados ou denominados solos lateríticos, tendo um teor médio entre 1 e 32%, em massa, sendo, na sua maioria, sempre superiores a 15%. Em regiões onde é comum a ocorrência de chuvas ácidas, o alumínio pode atingir o lençol freático inviabilizando o uso de águas potáveis (SIGOLO, 1998).

Com relação a riscos à saúde humana, ainda não há consenso entre os pesquisadores sobre o assunto, sendo que a Organização Mundial de Saúde está revendo suas diretrizes quanto à presença de alumínio na água potável ou, ainda, eventuais riscos para a saúde, associados ao metal (CETESB, 2012).

O monitoramento das concentrações de alumínio total ocorreu somente para as estações do IGAM até julho de 2006. Desse modo, para as estações RD072 e RD083, no rio Doce, e para as estações RD071, RD073 e RD089, em afluentes do rio Doce, que tiveram seu monitoramento iniciado em 2008, não existe registro de dados de alumínio total.

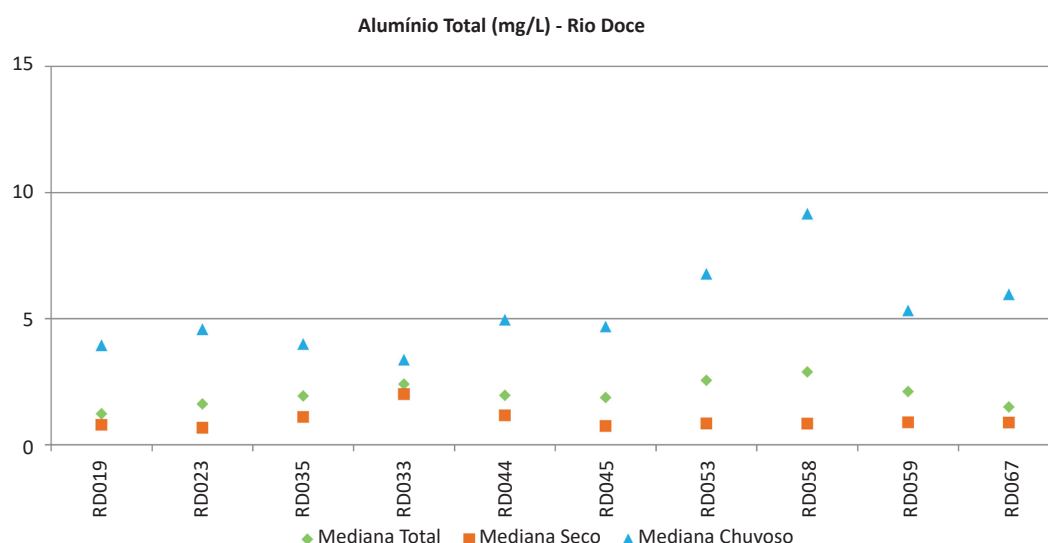
Na Resolução CONAMA nº 357/2005, não há limite legislado para a referida variável, de modo que não foram calculados percentuais de desacordo.

Avaliação espacial

A Figura 178 e a Figura 179 apresentam os valores de mediana de alumínio total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

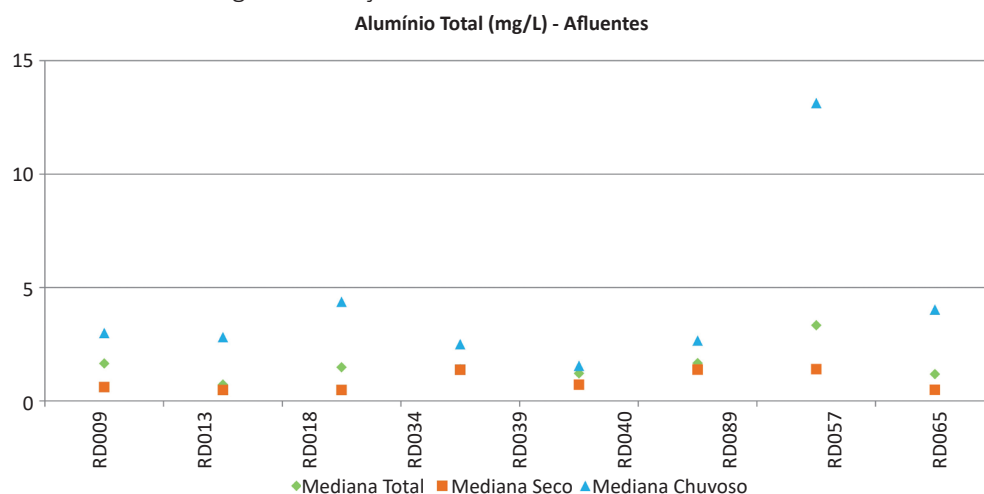
Para as estações do rio Doce (Figura 178), observaram-se valores mais elevados no período chuvoso, sendo essa diferença menos significativa na estação RD033 (entre os municípios de Belo Oriente e Bugre). De acordo com as medianas calculadas para o período total, os valores apresentaram-se homogêneos, variando de 1,22 a 2,88 mg/L. Valor mais elevado foi observado na estação RD033 (período total).

Figura 178 – Medianas dos valores de alumínio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.



Nas estações localizadas nos afluentes do rio Doce (Figura 179), também se registraram valores mais elevados de mediana para o período chuvoso. Nas estações RD018 (rio Casca), RD057 (rio Caratinga) e RD065 (rio Manhuaçu), a diferença foi mais evidente. As medianas calculadas para o período total variaram de 0,72 a 3,34 mg/L. Valor mais elevado foi observado na estação RD057 (rio Caratinga).

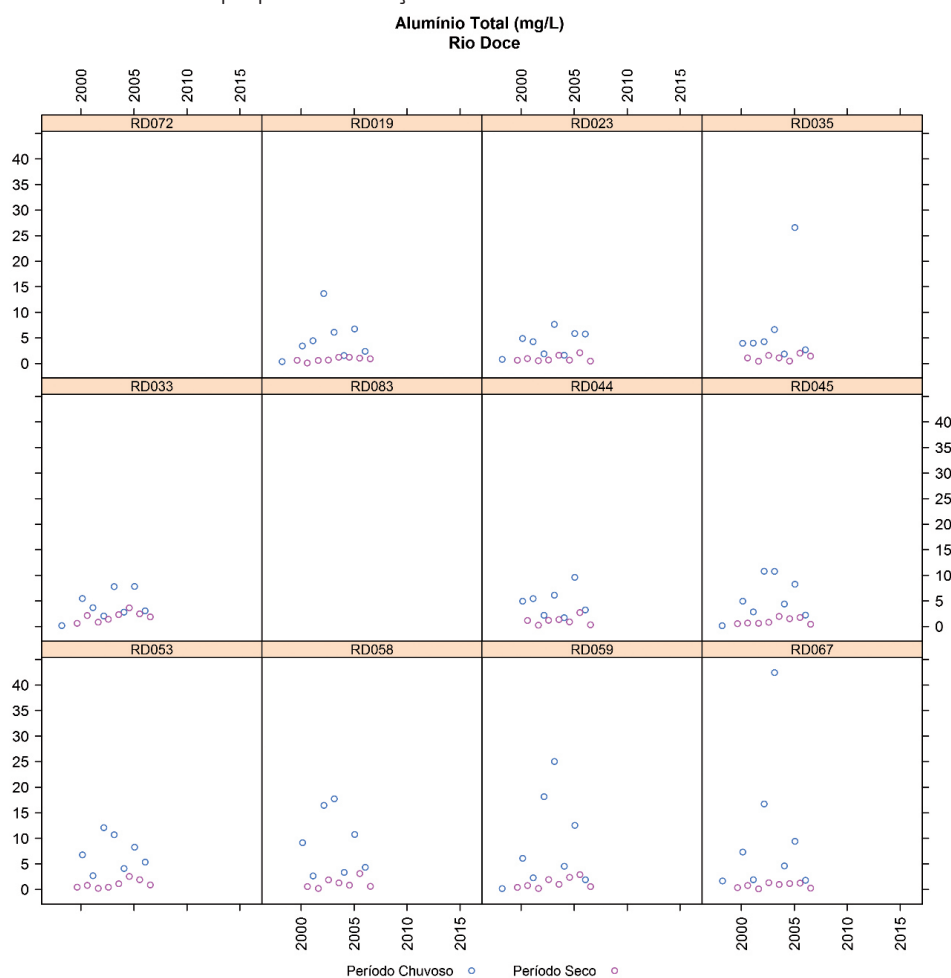
Figura 179 – Medianas dos valores de alumínio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de alumínio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 180) e seus afluentes (Figura 181), de montante para jusante.

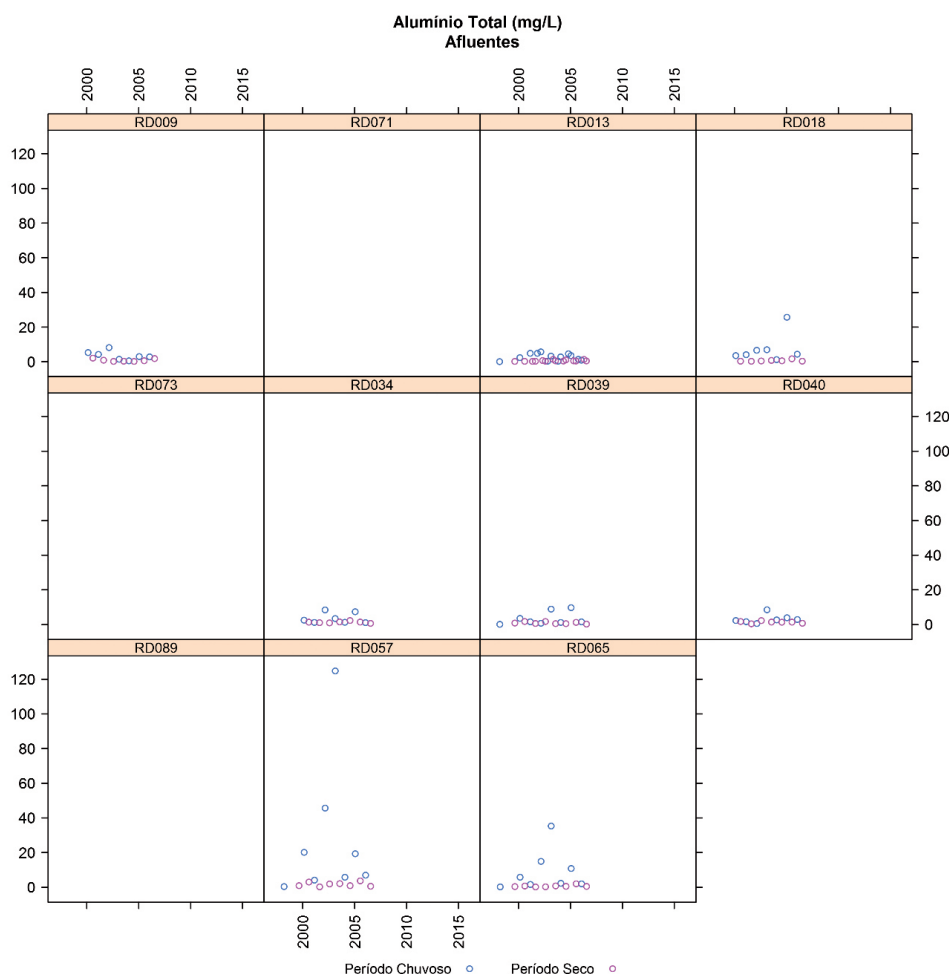
Figura 180 – Gráficos de dispersão dos dados de alumínio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.



Em relação à Figura 180, observou-se, para as estações situadas mais a jusante (RD058, RD059 e RD067), além da estação RD035, no município de Santana do Paraíso, maior variação dos dados (mínimo: 0,11 mg/L e máximo: 42,42 mg/L). Para as demais estações (RD019, RD023, RD033, RD044, RD045 e RD053), o valor mínimo observado foi de 0,10 mg/L e o máximo foi de 13,68 mg/L.

Para os afluentes do rio Doce (Figura 181), maior variação na série histórica ocorreu para as estações RD018 (rio Casca), RD057 (rio Caratinga) e RD065 (rio Manhuaçu): 0,29 a 25,70 mg/L; 0,21 a 124,78 mg/L; e 0,16 a 35,30 mg/L, respectivamente. Em relação ao valor máximo registrado para a estação RD057 (124,78 mg/L), este foi considerado estatisticamente um *outlier*, elevando o valor da média das concentrações da referida estação.

Figura 181 – Gráficos de dispersão dos dados de alumínio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.2 Alumínio dissolvido

A concentração de metal-traço em águas naturais pode ser determinada em sua forma total ou apenas na fração dissolvida. O metal dissolvido constitui-se de uma fração lábil e outra não lábil. O metal lábil representa a fração do metal dissolvido que inclui os íons metálicos hidratados livres e os complexos lábeis do metal associado. É normalmente assumido que o metal lábil representa a fração do metal que é biodisponível, considerado como a fração tóxica do metal dissolvido. A fração não lábil

inclui metais ligados em complexos ou adsorvidos em material orgânico (MILANI, 2004). Para mais informações, vide Alumínio Total (item 2.2.3.3.1).

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar concentrações de alumínio dissolvido de até 0,1 mg/L. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado (item 2.2.2.1.1). Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 60) e seus afluentes (Tabela 61), dispostas de montante para jusante.

Para as estações de monitoramento do rio Doce (Tabela 60), percentuais de desacordos superiores a 20% ocorreram de modo geral no período chuvoso, variando de 30 a 50%. Para as estações RD072 (entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado), RD083 (entre os municípios de Fernandes Tourinho e Periquito) e RD045 (Governador Valadares), não se observaram percentuais de desacordos tão relevantes no período chuvoso. Para o período seco, em 9 das 12 estações de monitoramento não se observou desacordo algum. Para as outras três estações (RD072, RD023 e RD033), os percentuais de desacordos não passaram de 10%.

Tabela 60 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para o alumínio dissolvido no rio Doce.

Rio Doce							
Alumínio Dissolvido							
Estações de monitoramento	n	Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD072	29	14%	14	7%	15	20%
	RD019	21	14%	11	0%	10	30%
	RD023	21	19%	11	9%	10	30%
	RD035	21	14%	11	0%	10	30%
	RD033	21	19%	11	9%	10	30%
	RD083	30	3%	15	0%	15	7%
	RD044	21	14%	11	0%	10	30%
	RD045	21	10%	11	0%	10	20%
	RD053	21	14%	11	0%	10	30%
	RD058	21	19%	11	0%	10	40%
	RD059	21	14%	11	0%	10	30%
	RD067	21	24%	11	0%	10	50%

Nota: n: número de observações.

Para as estações localizadas nos afluentes do rio Doce (Tabela 61), os percentuais de desacordos também foram mais relevantes no período chuvoso: em 5 das 11 estações, observaram-se desacordos em mais de 20% do tempo avaliado, chegando a 30% para as estações RD034 (rio Piracicaba), RD057 (rio Caratinga) e RD065 (rio Manhuaçu). Nas estações RD018 (rio Casca), RD039 (rio Santo Antônio), RD040

(rio Corrente Grande) e RD089 (rio Suaçuí Grande), os desacordos atingiram 20% do tempo monitorado e nas estações do rio do Carmo (RD009 e RD071) os percentuais de desacordos não passaram de 10%.

Tabela 61 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para o alumínio dissolvido em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Alumínio Dissolvido							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	21	5%	11	0%	10	10%
	RD071	29	10%	14	14%	15	7%
	RD013	42	14%	21	5%	21	24%
	RD018	21	10%	11	0%	10	20%
	RD073	29	21%	14	14%	15	27%
	RD034	21	14%	11	0%	10	30%
	RD039	21	14%	11	9%	10	20%
	RD040	21	10%	11	0%	10	20%
	RD089	30	10%	15	0%	15	20%
	RD057	21	14%	11	0%	10	30%
	RD065	21	14%	11	0%	10	30%

Nota: n: número de observações.

No período seco, assim como observado para as estações localizadas no rio Doce, não se observaram percentuais de desacordos superiores a 20%. Em 7 das 11 estações não se registraram desacordos com o limite legislado. Para as estações RD013 (rio Piranga) e RD039 (rio Santo Antônio), os desacordos não passaram de 10%. Para as estações RD071 (rio do Carmo) e RD073 (ribeirão do Sacramento), o percentual de desacordos ficou em 14%.

É importante destacar que, caso fosse avaliado somente o período total, algumas estações não aparentariam apresentar desacordos relevantes (superiores a 20%) quanto ao parâmetro em questão, o que é alterado quando se divide a série em período seco e chuvoso.

Avaliação espacial

A Figura 182 e a Figura 183 apresentam os valores das medianas das séries de concentrações de alumínio dissolvido ao longo do rio Doce e seus afluentes, respectivamente, para os períodos total, seco e chuvoso.

Observou-se que, em termos de mediana, as séries de dados são homogêneas ao longo de toda região estudada, com os valores das medianas convergindo para 0,1 mg/L. Convém destacar que o limite de quantificação do método utilizado nas análises laboratoriais foi de 0,1 mg/L, desse modo, não foi possível quantificar as amostras de água para o alumínio dissolvido em nível inferior a este.

Figura 182 – Medianas das concentrações de alumínio dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

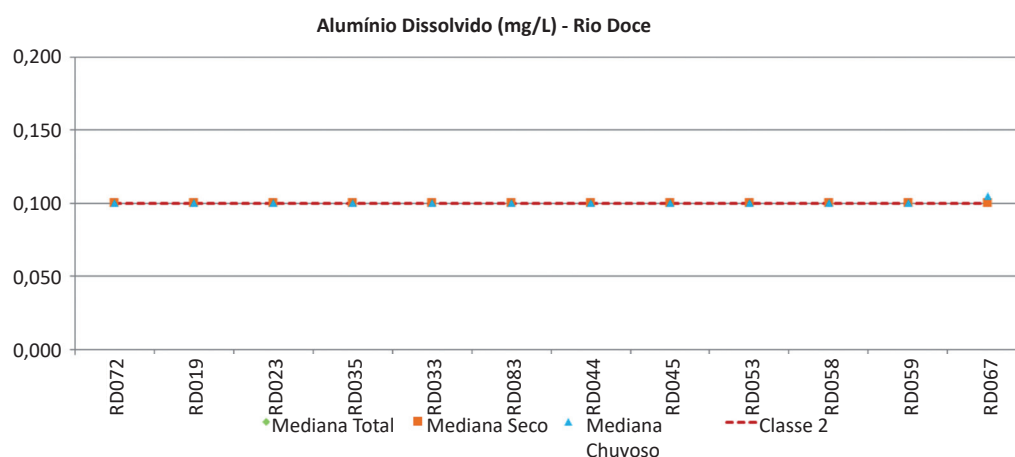
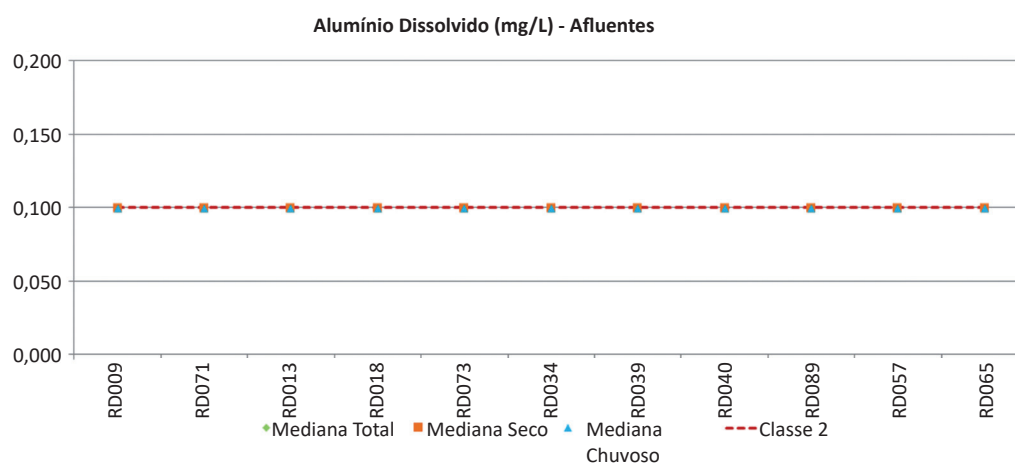


Figura 183 – Medianas das concentrações de alumínio dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso nas estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Conforme mencionado, em virtude de o limite de quantificação do método ser igual a 0,1 mg/L, não serão observados valores inferiores a este nas séries. É o que mostram a Figura 184 e a Figura 185. O valor máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para rios de Classe 2, é de 0,1 mg/L, como citado anteriormente. Nesse contexto, verificou-se que a maioria das concentrações não ultrapassou esse valor (Figura 184), com a presença de alguns poucos desacordos, os quais ocorreram majoritariamente no período chuvoso. Na estação RD059 (município de Resplendor), registrou-se a maior concentração de alumínio dissolvido (3,1 mg/L).

Figura 184 – Gráficos de dispersão dos dados de alumínio dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

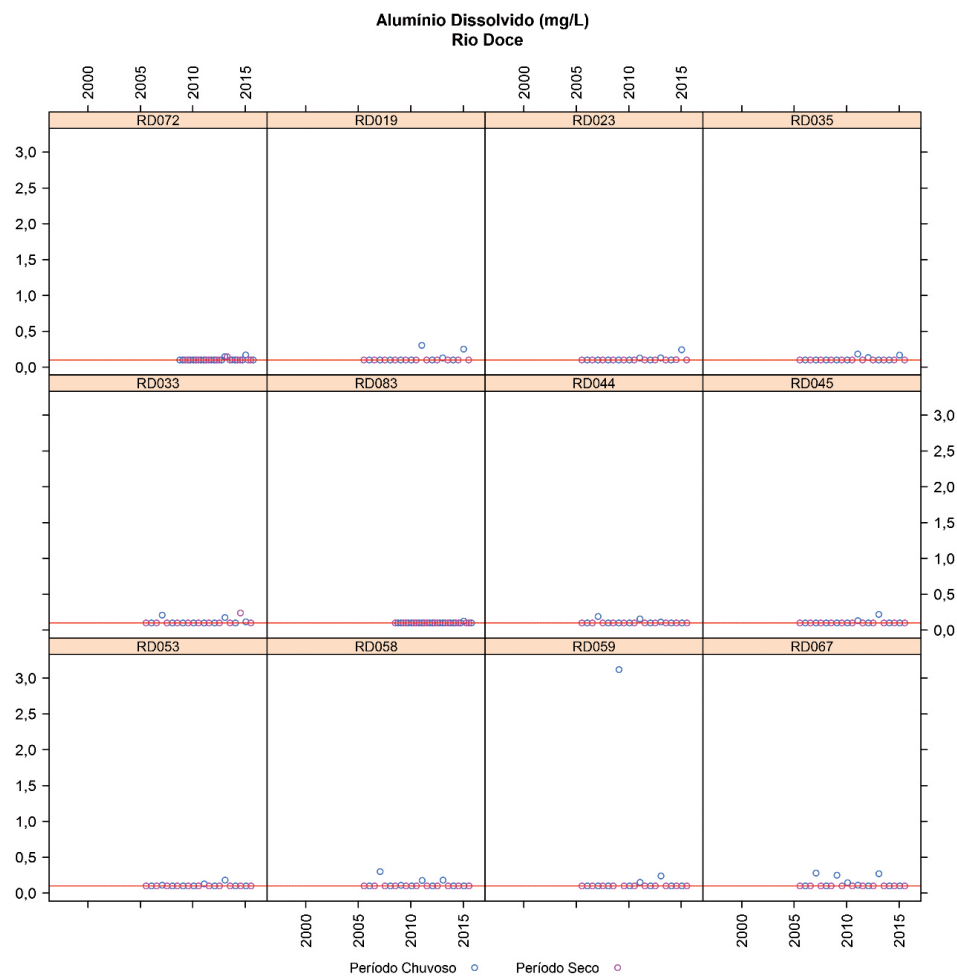
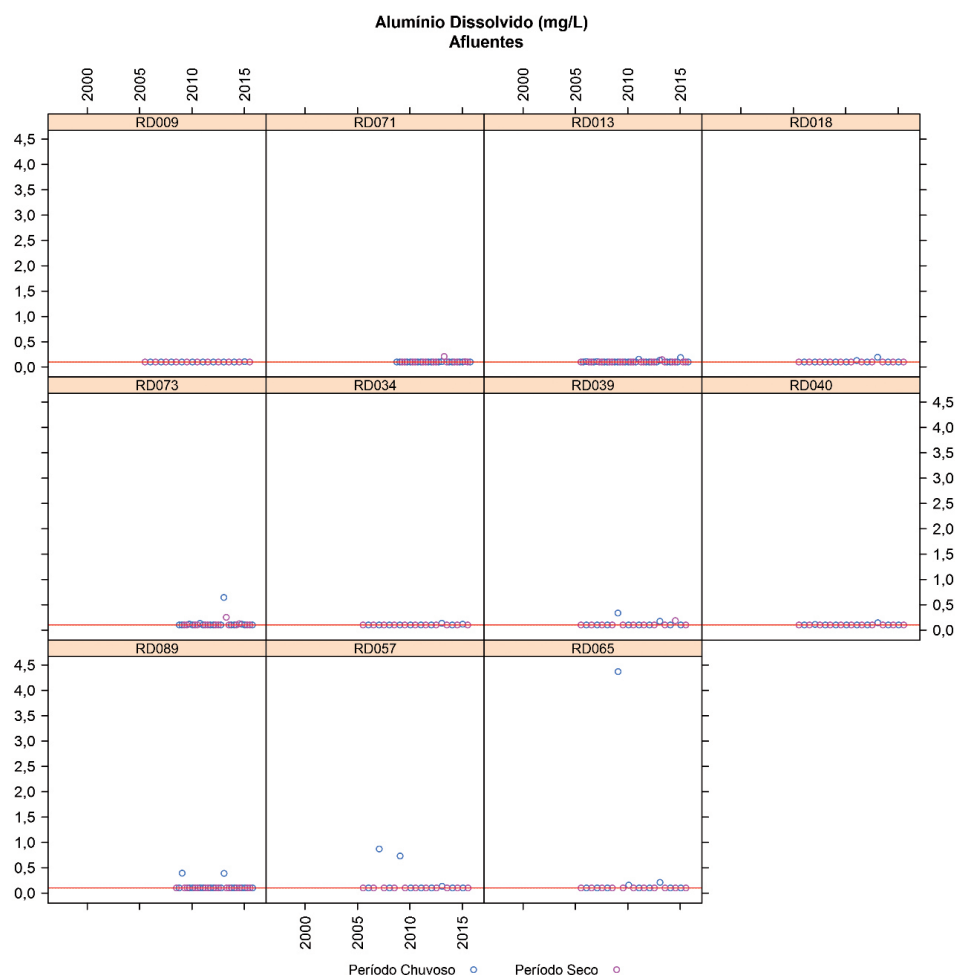


Figura 185 – Gráficos de dispersão dos dados de alumínio dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento dos afluentes do rio Doce.



Assim como para as estações do rio Doce, a maioria dos valores de alumínio dissolvido não ultrapassou 0,1 mg/L nas estações localizadas em afluentes do rio Doce, apresentando uma distribuição mais homogênea ao longo do tempo (Figura 185). Em algum momento, foram observados desacordos com o limite legislado, o que ocorreu especialmente no período chuvoso.

2.2.3.3.3 Arsênio total

O arsênio é um metaloide de baixa concentração média na crosta (1,8 ppm) e ocorre numa variedade de tipos de depósito mineral, principalmente na forma de arsenopirita e pirita arsenífera. O metal pode ser liberado na natureza a partir de um intemperismo natural, como o contato da água de rios e nascentes com rochas que apresentam elevada concentração do metal (GARDENAL, 2002). É usado como inseticida, herbicida, fungicida na indústria da preservação da madeira e está presente em atividades relacionadas à mineração (PIVELI; KATO, 2005).

Nas mineralizações auríferas do QF, quanto ao potencial poluidor, de acordo com Borba (2002), participam fluidos que transportam, além do ouro, elementos como Ag, As, Sb, Cu, Pb e Zn. Já o minério aurífero, presente nas rochas do Supergrupo Minas, apresenta associação com Ba, As, Hg, Cd, Sb e Cu (RIBEIRO, 1998). Esses elementos, que estão incorporados às rochas, podem ser mobilizados para as águas e os sedimentos dos rios, com velocidades de mobilização e transporte acelerados

pelas atividades antrópicas de extração mineral, sobretudo aquelas associadas à exploração aurífera, que ocorre desde o período colonial e persiste nos dias atuais, principalmente na forma de garimpos (RIBEIRO, 1998).

Nos sedimentos do ribeirão do Carmo, os elementos Hg, As, Pb, Zn, Cu, Cd, Co, Cr, Ni e Li são componentes parcialmente oriundos da atividade extrativo-mineral, sobretudo daquelas ocorridas no passado (ELEUTÉRIO, 1997). Entre esses metais, o As é o elemento que causa o maior problema geoquímico ambiental da região não só pela elevada toxicidade, mas também pelas concentrações que se encontram em águas e sedimentos dos rios da região (ELEUTÉRIO, 1997; COSTA 2001; PIMENTEL, 2001; BORBA, 2002). Assim, entre os elementos tóxicos (Pb, Cd, Hg, As, Zn e Cu) associados à província aurífera do QF, o arsênio é o que merece mais atenção, principalmente por ser fortemente disponibilizado pela atividade de mineração. No QF foram produzidas, segundo Borba (2002), em três séculos, cerca de 1.300 t de ouro primário, o que equivale a uma quantidade de 390.000 t de arsênio liberada para o ambiente. Conforme esse autor, a principal fonte de contaminação de arsênio nessa região é antrópica, tendo sido herdada de solos contaminados, antigas pilhas de estéreis, antigas galerias de minas, além de águas e sedimentos contaminados.

O arsênio está entre os metais mais nocivos à saúde humana, como o mercúrio, o chumbo e o cádmio. Apresenta efeito cumulativo e, em concentrações elevadas, potencial carcinogênico.

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar concentrações de arsênio total de até 0,1 mg/L. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado (item 2.2.2.1.1). Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 62) e seus afluentes (Tabela 63), dispostas de montante para jusante.

Para o rio Doce (Tabela 62), observaram-se desacordos em três das 12 estações. Para a estação RD072, logo após a confluência do rio do Carmo com o rio Piranga, os desacordos ocorreram no período seco (14%), enquanto, para as estações RD019 (entre os municípios de Rio Casca e São Domingos do Prata) e RD023 (entre os municípios de Marliéria e Pingo-d'Água), os desacordos ocorreram no período chuvoso, 11 e 6%, respectivamente.

Tabela 62 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para arsênio total no rio Doce.

Rio Doce							
Arsênio Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD072	29	7%	14	14%	15	0%
	RD019	36	6%	18	0%	18	11%
	RD023	36	3%	18	0%	18	6%
	RD035	32	0%	16	0%	16	0%
	RD033	36	0%	18	0%	18	0%
	RD083	15	0%	8	0%	7	0%
	RD044	32	0%	16	0%	16	0%
	RD045	36	0%	18	0%	18	0%
	RD053	35	0%	18	0%	17	0%
	RD058	32	0%	16	0%	16	0%
	RD059	36	0%	18	0%	18	0%
	RD067	35	0%	18	0%	17	0%

Nota: n: número de observações.

Para as estações dos afluentes do rio Doce (Tabela 63), percentuais de desacordos relevantes foram observados no rio do Carmo (RD009 e RD071). Na estação RD009, os desacordos ocorreram em 78% do tempo monitorado. Ainda, para a estação RD057 (rio Caratinga), observou-se percentual de desacordo de 6% no período chuvoso.

Tabela 63 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para arsênio total em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Arsênio Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	49	78%	24	71%	25	84%
	RD071	29	21%	14	21%	15	20%
	RD013	36	0%	18	0%	18	0%
	RD018	32	0%	16	0%	16	0%
	RD073	29	0%	14	0%	15	0%
	RD034	32	0%	16	0%	16	0%
	RD039	36	0%	18	0%	18	0%
	RD040	32	0%	16	0%	16	0%
	RD089	15	0%	8	0%	7	0%
	RD057	36	3%	18	0%	18	6%
	RD065	35	0%	18	0%	17	0%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 186 e a Figura 187 apresentam os valores de medianas das séries de concentrações de arsênio total ao longo do rio Doce e seus afluentes, respectivamente, para os períodos total, seco e chuvoso.

Para o rio Doce (Figura 186), valores de mediana mais elevados foram observados nas estações de montante: RD072, situada após a confluência do rio do Carmo e do rio Piranga, e RD019, a jusante da UHE Risoleta Neves (Candonga). A partir de então, os valores de mediana decresceram e se mantiveram homogêneos.

Nos afluentes (Figura 187), valores bastante elevados foram registrados na estação RD009, no rio do Carmo. Na estação RD071, também no rio do Carmo, a jusante da RD009, os valores de mediana diminuíram, mas ainda se mostraram mais elevados do que aqueles observados para os demais afluentes.

Pode-se inferir que os valores mais elevados de arsênio total registrados nas estações RD072 e RD019 ainda foram reflexos daqueles observados para o rio do Carmo.

Figura 186 – Medianas dos valores de arsênio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

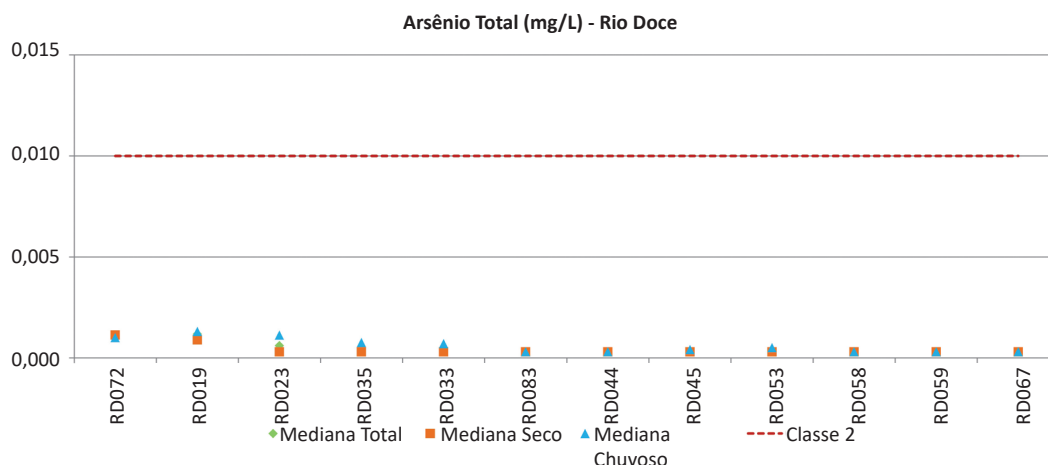
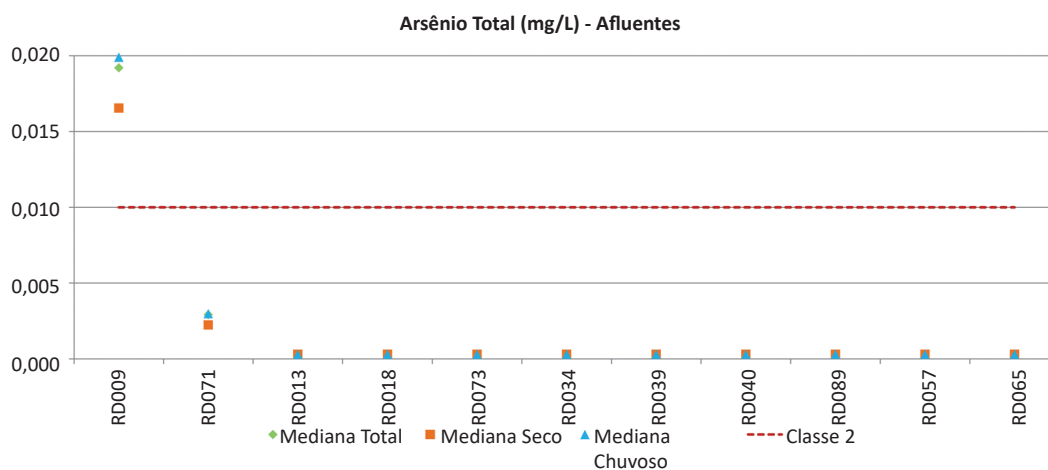


Figura 187 – Medianas dos valores de arsênio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.

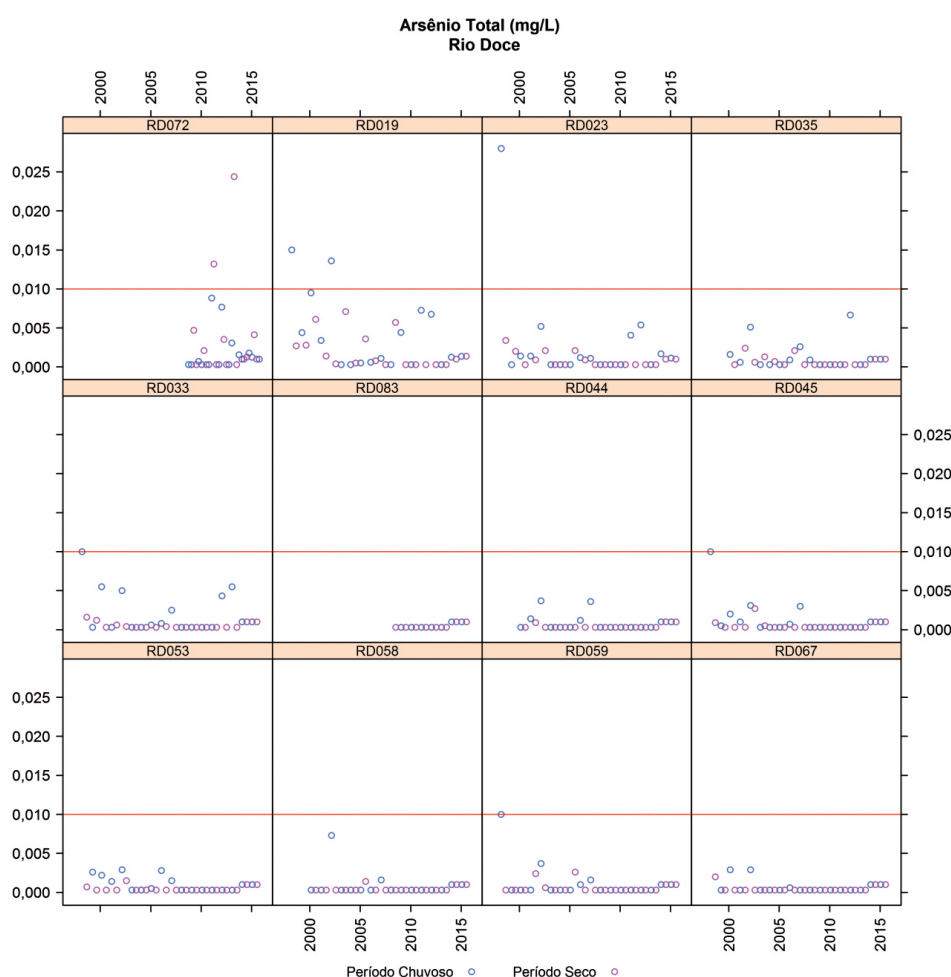


Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de arsênio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 188) e seus afluentes (Figura 189), de montante para jusante.

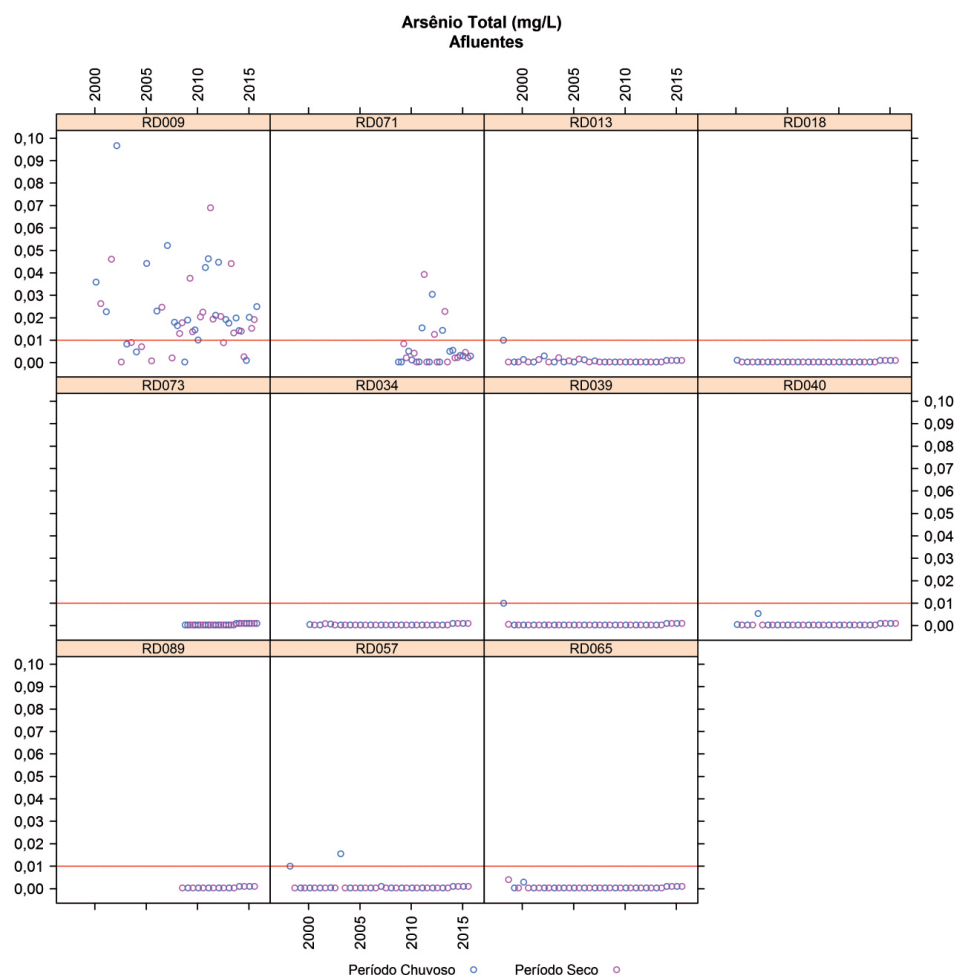
Para as estações do rio Doce (Figura 188), uma maior variação de valores foi observada nas estações de montante RD072, situada após a confluência do rio do Carmo e do rio Piranga, e RD019, a jusante da UHE Risoleta Neves (Candonga). Para as demais estações, as séries mostraram-se mais homogêneas, salvo um número reduzido de amostras, que tiveram valores mais elevados.

Figura 188 – Gráficos de dispersão dos dados de arsênio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.



Para as estações situadas nos afluentes (Figura 189), grande variação de valores foi observada para a estação RD009, e em menor proporção para a estação RD071, ambas no rio do Carmo. Os altos valores registrados para o arsênio total podem estar relacionados à exploração histórica de ouro na bacia do rio do Carmo (BORBA, 2002; SILVA, 2013). Para os demais afluentes, as séries se mostraram mais homogêneas ao longo do tempo, com raros valores mais elevados.

Figura 189 – Gráficos de dispersão dos dados de arsênio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.4 Bário total

O bário é um elemento encontrado em baixas concentrações em águas naturais, sendo sua principal origem o intemperismo e a erosão de rochas (lixiviado). Aportes antropogênicos de bários estão associados a atividades de mineração, refino e tratamento de minérios desse metal, bem como ao fabrico de produtos que utilizam bário, como plásticos, vidros, cerâmicas, eletrônicos, têxteis, lubrificantes, ligas metálicas, sabão e borracha (CETESB, 2017b).

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar concentrações de bário total de até 0,7 mg/L. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado (item 2.2.2.1.1). Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 64) e seus afluentes (Tabela 65), dispostas de montante para jusante.

De acordo com a Tabela 64, não foram observados desacordos com o limite legislado no rio Doce durante o período avaliado.

Tabela 64 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para bário total no rio Doce.

Rio Doce							
Bário Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	n
MG	RD072	14	0%	7	0%	7	0%
	RD019	36	0%	18	0%	18	0%
	RD023	36	0%	18	0%	18	0%
	RD035	32	0%	16	0%	16	0%
	RD033	36	0%	18	0%	18	0%
	RD083	15	0%	8	0%	7	0%
	RD044	32	0%	16	0%	16	0%
	RD045	36	0%	18	0%	18	0%
	RD053	35	0%	18	0%	17	0%
	RD058	32	0%	16	0%	16	0%
	RD059	36	0%	18	0%	18	0%
	RD067	36	0%	18	0%	18	0%

Nota: n: número de observações.

Para as estações localizadas em afluentes do rio Doce (Tabela 65), registrou-se desacordo somente na estação RD057 (rio Caratinga), no período chuvoso, sendo igual a 6%.

Tabela 65 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para bário total em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Bário Total							
Estações de monitoramento n	Total			Seco		Chuvoso	
	% de desacordos	n		% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	32	0%	16	0%	16	0%
	RD071	14	0%	7	0%	7	0%
	RD013	36	0%	18	0%	18	0%
	RD018	32	0%	16	0%	16	0%
	RD073	14	0%	7	0%	7	0%
	RD034	32	0%	16	0%	16	0%
	RD039	36	0%	18	0%	18	0%
	RD040	32	0%	16	0%	16	0%
	RD089	15	0%	8	0%	7	0%
	RD057	36	3%	18	0%	18	6%
	RD065	36	0%	18	0%	18	0%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 190 e a Figura 191 apresentam os valores de medianas das séries de concentrações de bário total ao longo do rio Doce e seus afluentes, respectivamente, para os períodos total, seco e chuvoso.

Para o período total, os valores de mediana para as estações do rio Doce (Figura 190) variaram de 0,021 a 0,047 mg/L, sendo o valor mais elevado registrado na estação RD023 (entre os municípios de Marliéria e Pingo-d'Água). No período chuvoso, as medianas foram mais elevadas, variando de 0,031 a 0,070 mg/L ao longo do rio Doce.

Para os afluentes (Figura 191), os valores de mediana variaram de 0,023 a 0,082 mg/L, quando considerado o período total de dados, sendo o maior valor observado na estação RD057 (rio Caratinga). No período chuvoso, também se observou elevação de valores, assim como para as estações do rio Doce, com valores entre 0,026 e 0,123 mg/L.

De modo geral, não se observaram alterações significativas ao longo do rio Doce e afluentes em relação às medianas das concentrações de bário total.

Figura 190 – Medianas dos valores de bário total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

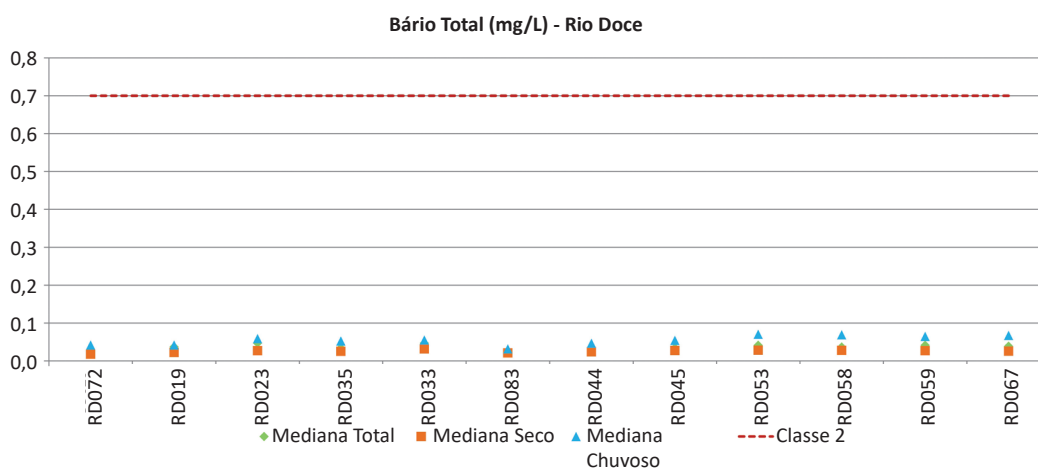
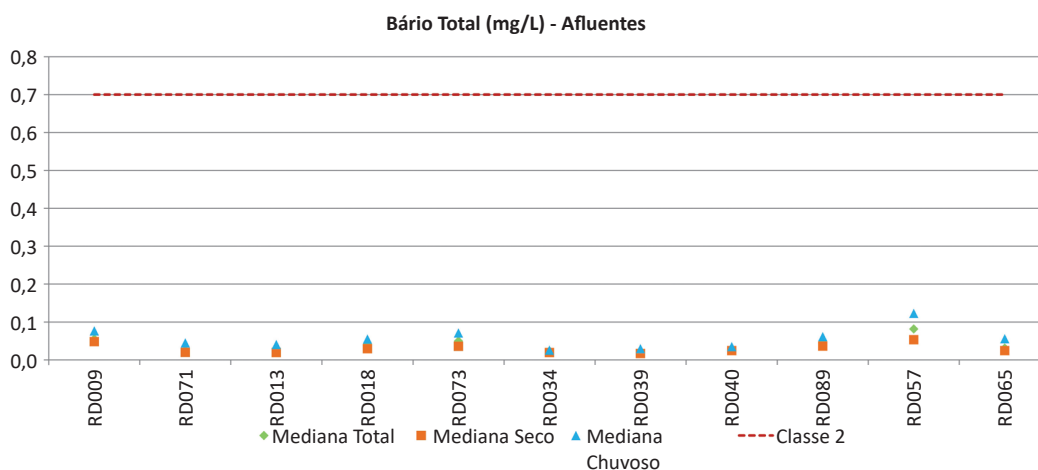


Figura 191 – Medianas dos valores de bário total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.

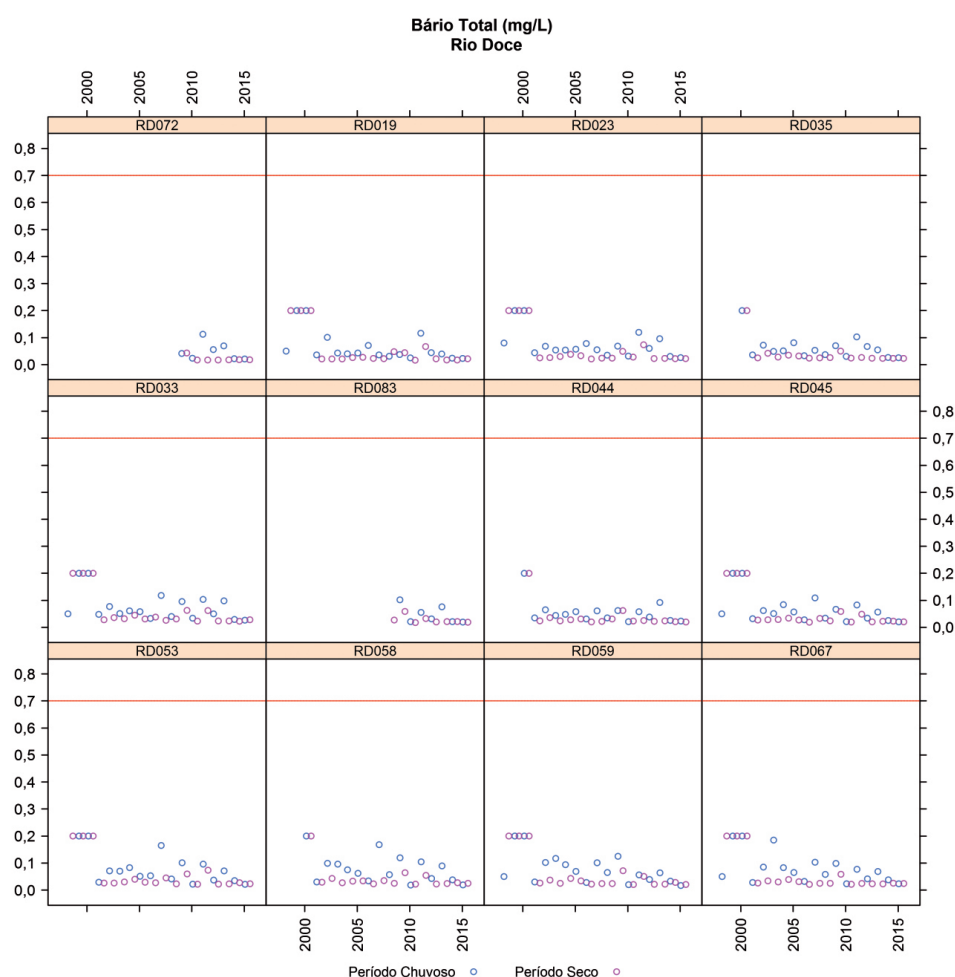


Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de bário total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 192) e seus afluentes (Figura 193), de montante para jusante.

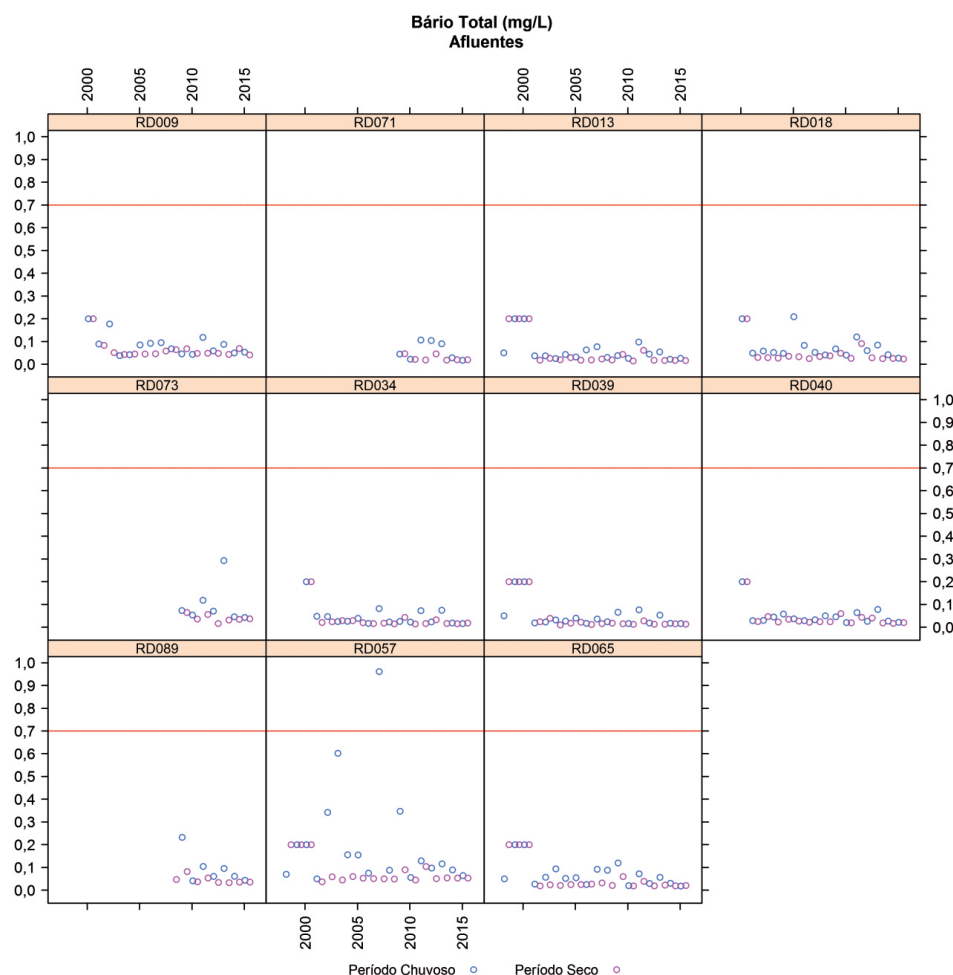
Observa-se, a partir da Figura 192, comportamento semelhante da variável bário total entre as estações de monitoramento do rio Doce. Na maioria dos casos, as concentrações não passaram de 0,2 mg/L, estando abaixo do limite de 0,7 mg/L, da Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de Classe 2.

Figura 192 – Gráficos de dispersão dos dados de bário total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.



Para as estações localizadas em afluentes do rio Doce (Figura 193), de modo geral, as concentrações não passaram de 0,2 mg/L. Exceções foram observadas para as estações RD073 (ribeirão Sacramento) e RD057 (rio Caratinga), onde se registraram valores máximos de 0,293 e 0,961 mg/L.

Figura 193 – Gráficos de dispersão dos dados de bário total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.5 Boro total

Em águas naturais, o boro é encontrado na forma de teores baixos de boratos, advindos da lixiviação de rochas ricas em boro e borossilicatos. Em águas superficiais, o teor pode ser substancialmente aumentado por descargas domésticas, uma vez que esse elemento é ingrediente de detergentes e outros produtos de limpeza (CETESB, 2016).

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar concentrações de boro total de até 0,5 mg/L. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado. A avaliação de boro total foi iniciada no ano de 2006, com limite de quantificação do método igual a 0,07 mg/L.

Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 66) e seus afluentes (Tabela 67), dispostas de montante para jusante.

Observa-se a partir da Tabela 66 e da Tabela 67 que para o período avaliado não se registraram desacordos com o limite legislado nas estações monitoradas no rio Doce e em seus afluentes.

Tabela 66 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para boro total no rio Doce.

Rio Doce							
Boro Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD072	10	0%	5	0%	5	0%
	RD019	16	0%	8	0%	8	0%
	RD023	16	0%	8	0%	8	0%
	RD035	16	0%	8	0%	8	0%
	RD033	16	0%	8	0%	8	0%
	RD083	11	0%	6	0%	5	0%
	RD044	16	0%	8	0%	8	0%
	RD045	16	0%	8	0%	8	0%
	RD053	16	0%	8	0%	8	0%
	RD058	16	0%	8	0%	8	0%
	RD059	16	0%	8	0%	8	0%
	RD067	16	0%	8	0%	8	0%

Nota: n: número de observações.

Tabela 67 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para boro total em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Boro Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	16	0%	8	0%	8	0%
	RD071	10	0%	5	0%	5	0%
	RD013	16	0%	8	0%	8	0%
	RD018	16	0%	8	0%	8	0%
	RD073	10	0%	5	0%	5	0%
	RD034	16	0%	8	0%	8	0%
	RD039	16	0%	8	0%	8	0%
	RD040	16	0%	8	0%	8	0%
	RD089	11	0%	6	0%	5	0%
	RD057	16	0%	8	0%	8	0%
	RD065	16	0%	8	0%	8	0%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 194 e a Figura 195 apresentam os valores de mediana de boro total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente. Observou-se tanto para as estações do rio Doce quanto para aquelas situadas em seus afluentes que os valores de mediana foram de 0,07 mg/L para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso), e, portanto, não foram observadas alterações em termos espaciais.

Figura 194 – Medianas dos valores de boro total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

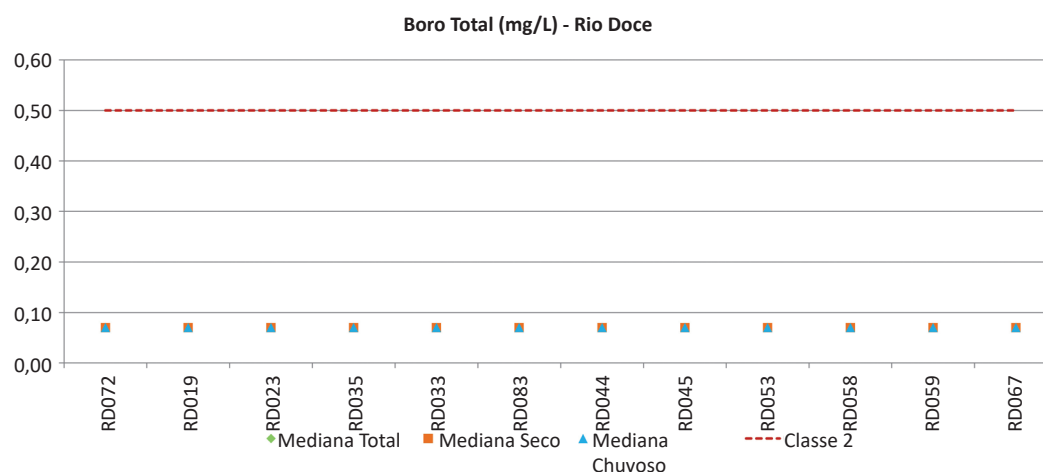
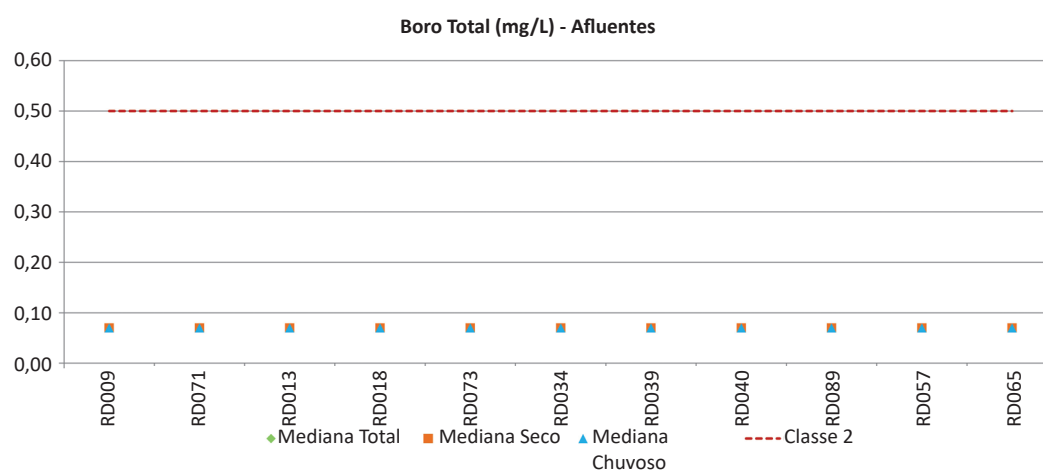


Figura 195 – Medianas dos valores de boro total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de boro total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 196) e seus afluentes (Figura 197), de montante para jusante.

De modo geral, tanto para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce quanto para aquelas situadas em seus afluentes, os valores de boro dissolvido foram de 0,07 mg/L, salvo raras exceções.

Figura 196 – Gráficos de dispersão dos dados de boro total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

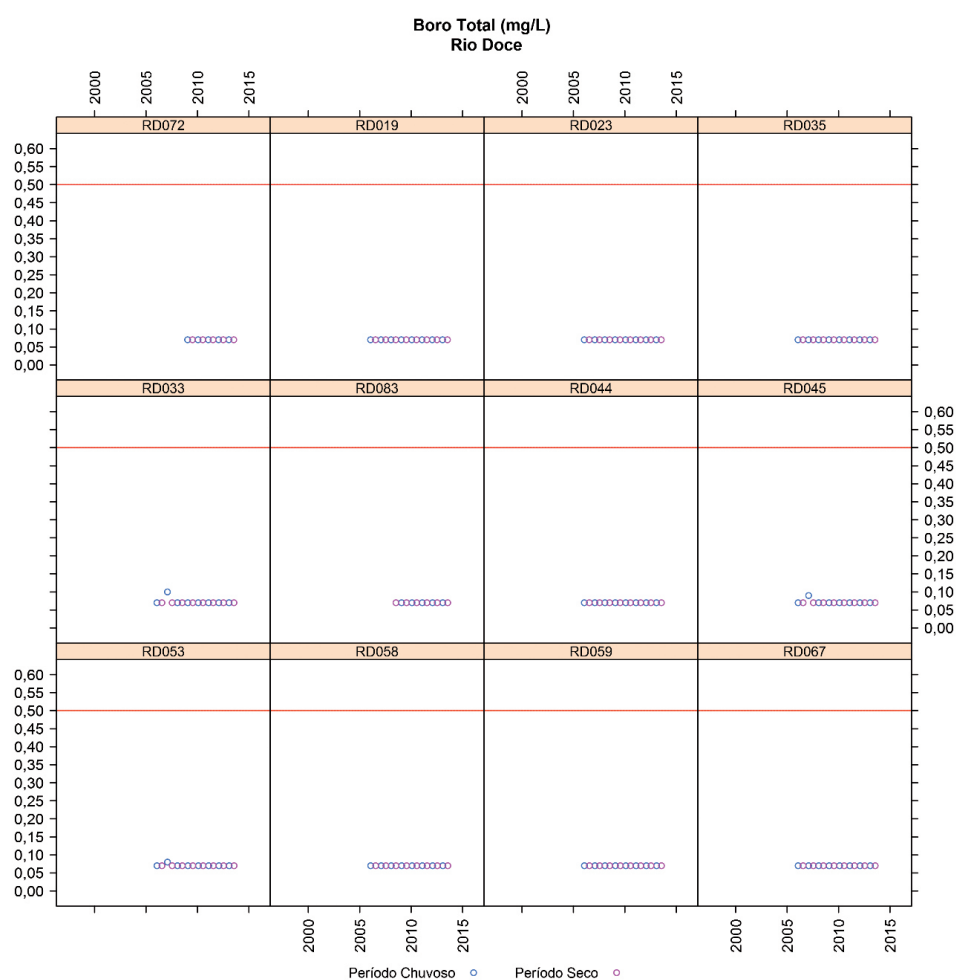
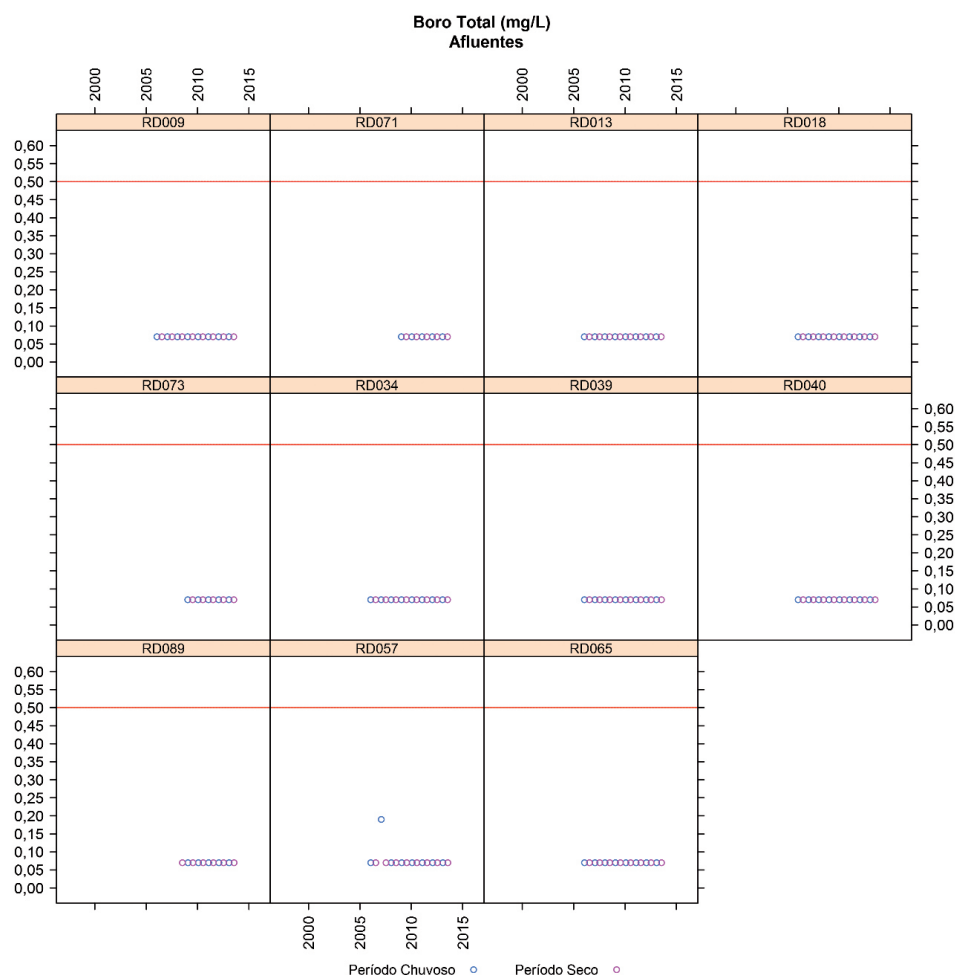


Figura 197 – Gráficos de dispersão dos dados de boro total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.6 Boro dissolvido

A concentração de metal-traço em águas naturais pode ser determinada em sua forma total ou apenas na fração dissolvida. O metal dissolvido constitui-se de uma fração lábil e outra não lábil. O metal lábil representa a fração do metal dissolvido que inclui os íons metálicos hidratados livres e os complexos lábeis do metal associado. É normalmente assumido que o metal lábil representa a fração do metal que é biodisponível, considerado como a fração tóxica do metal dissolvido. A fração não lábil inclui metais ligados em complexos ou adsorvidos em material orgânico (MILANI, 2004). Para mais informações, vide Boro Total (item 2.2.3.3.5).

O monitoramento das concentrações de boro dissolvido ocorreu somente para as estações do IGAM até julho de 2005. Desse modo, para as estações RD072 e RD083, no rio Doce, e para as estações RD071, RD073 e RD089, em afluentes do rio Doce, que tiveram seu monitoramento iniciado em 2008, não existe registro de dados de boro dissolvido. O número de eventos monitorados, em relação à avaliação da variável em questão, foi de no máximo 16, no rio Doce e afluentes. Além disso, no início do monitoramento dessa variável, o limite de quantificação do método utilizado era de 0,02 mg/L, quando, no ano de 2001, o limite de quantificação foi alterado para 0,07 mg/L.

Na Resolução CONAMA nº 357/2005 não há limite legislado para a referida variável, de modo que não foram calculados percentuais de desacordo.

Avaliação espacial

A Figura 198 e a Figura 199 apresentam os valores de mediana de boro dissolvido para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente. Observou-se tanto para as estações do rio Doce quanto para aquelas situadas em seus afluentes que os valores de mediana foram de 0,07 mg/L para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso), e, portanto, não foram observadas alterações em termos espaciais.

Figura 198 – Medianas dos valores de boro dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

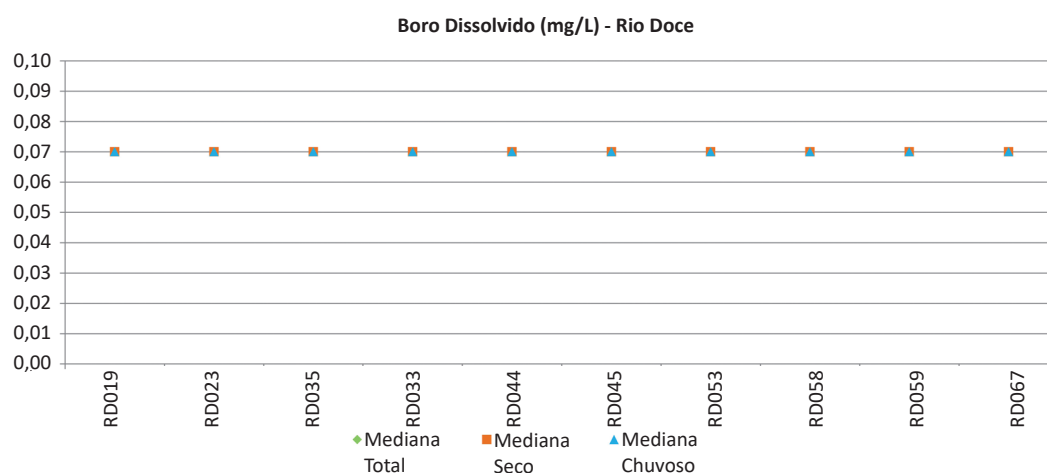
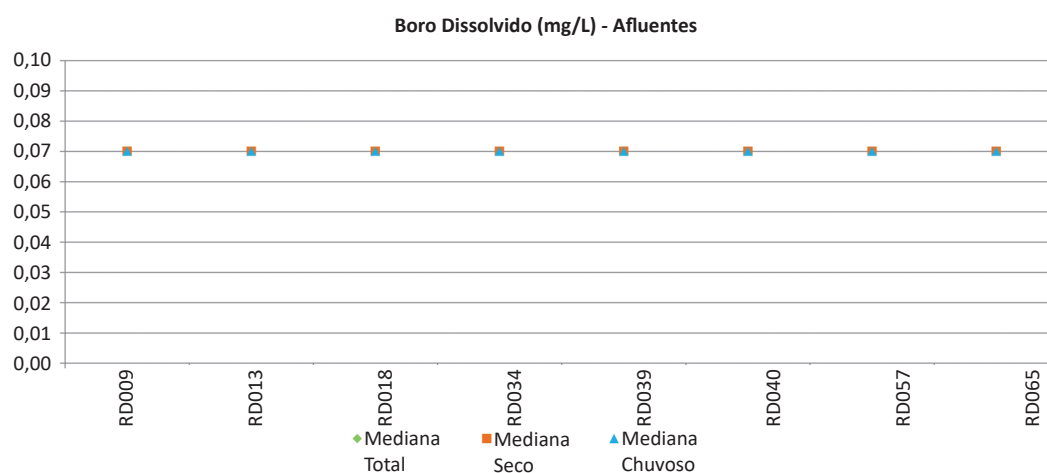


Figura 199 – Medianas dos valores de boro dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de boro dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 200) e seus afluentes (Figura 201), de montante para jusante.

De modo geral, tanto para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce quanto para aquelas situadas em seus afluentes, os valores de boro dissolvido variaram entre os limites de quantificação adotados, ora 0,02 mg/L, ora 0,07 mg/L, não passando de 0,10 mg/L.

Figura 200 – Gráficos de dispersão dos dados de boro dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

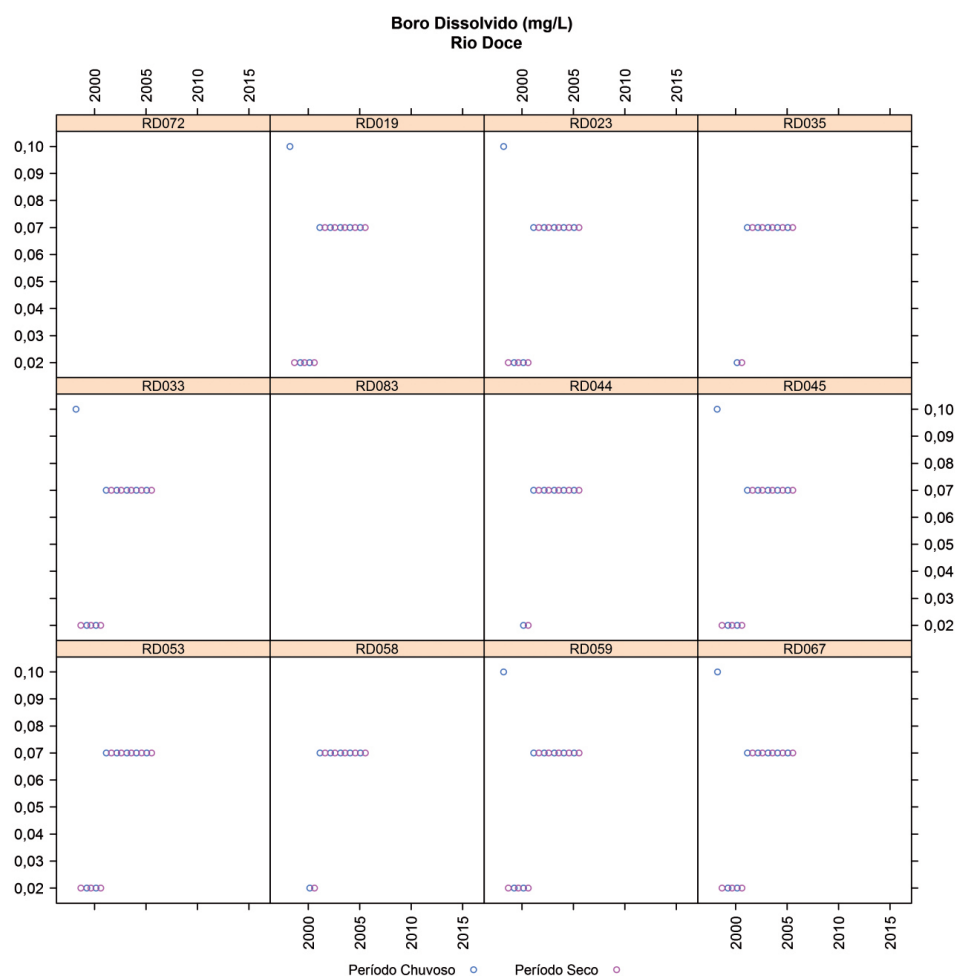
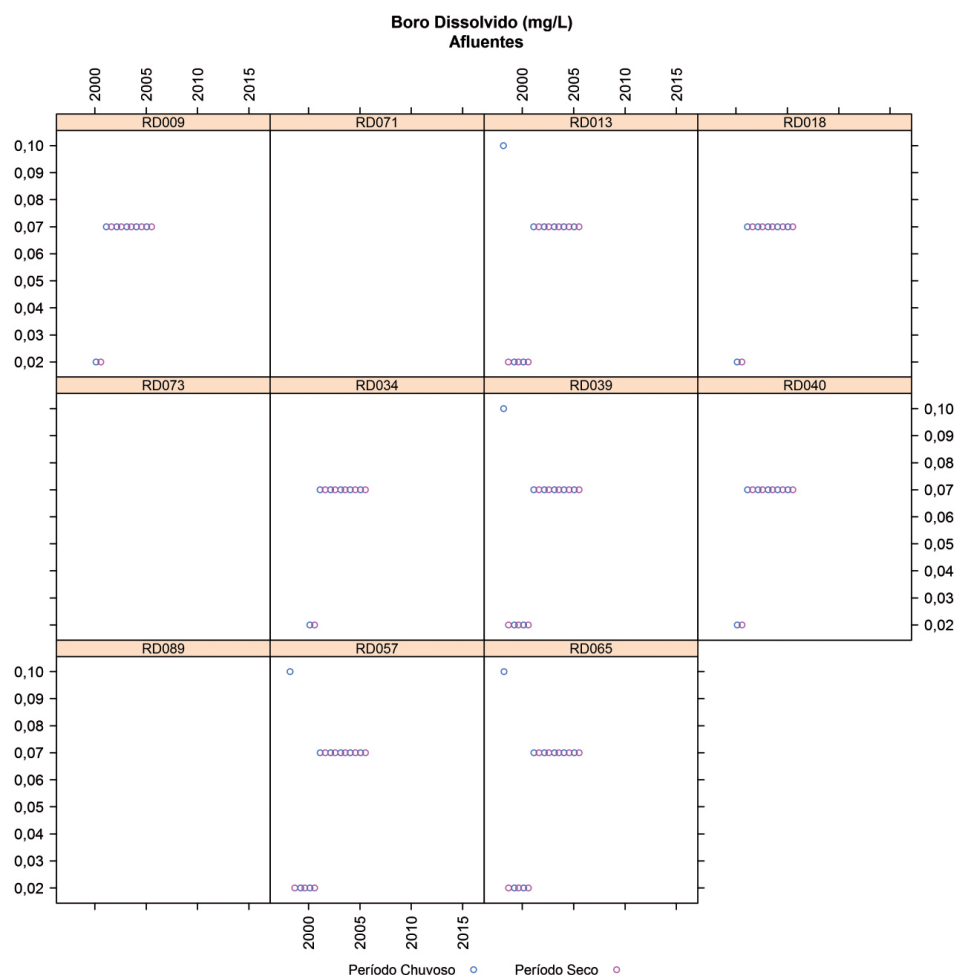


Figura 201 – Gráficos de dispersão dos dados de boro dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.7 Cádmio total

Fontes antropogênicas de cádmio estão principalmente associadas à indústria de galvanoplastia, soldas e também à de produção de baterias (Ni-Cd), além da produção de pigmentos. Concentrações de cádmio em águas naturais e não poluídas são inferiores a 1 µg/L. Esse elemento é altamente tóxico à vida humana (CETESB, 2016).

Para Oliveira (2016), no diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, em estudo de caso da sub-bacia do rio Piranga, o cádmio é um dos elementos químicos constituintes de rochas da região, bem como proveniente de situações antrópicas, de defensivos agrícolas, entre outros.

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar concentrações de cádmio total de até 0,001 mg/L. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado. O limite de quantificação do método utilizado foi de 0,0005 mg/L.

Para as estações do rio Doce (Tabela 68), observou-se desacordo com o limite legislado a jusante do município de Ipaba, na estação RD033 (6%), no período chuvoso. Com relação ao período seco, também 6% de desacordos foram registrados na estação RD059 (município de Resplendor). Nas demais estações, não se registraram desacordos.

Tabela 68 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para cádmio total no rio Doce.

Rio Doce							
Cádmio Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	n
MG	RD072	29	0%	14	0%	15	0%
	RD019	35	0%	18	0%	17	0%
	RD023	35	0%	18	0%	17	0%
	RD035	32	0%	16	0%	16	0%
	RD033	35	3%	18	0%	17	6%
	RD083	15	0%	8	0%	7	0%
	RD044	32	0%	16	0%	16	0%
	RD045	35	0%	18	0%	17	0%
	RD053	35	0%	18	0%	17	0%
	RD058	32	0%	16	0%	16	0%
	RD059	35	3%	18	6%	17	0%
	RD067	35	0%	18	0%	17	0%

Nota: n: número de observações.

Para as estações dos afluentes do rio Doce (Tabela 69), observou-se desacordo com o limite legislado nas estações RD040 (rio Corrente Grande) e RD057 (rio Caratinga), no período chuvoso, sendo igual a 6%. Nas demais estações, não se registraram desacordos.

Tabela 69 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para cádmio total em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Cádmio Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	32	0%	16	0%	16	0%
	RD071	29	0%	14	0%	15	0%
	RD013	35	0%	18	0%	17	0%
	RD018	32	0%	16	0%	16	0%
	RD073	29	0%	14	0%	15	0%
	RD034	32	0%	16	0%	16	0%
	RD039	35	0%	18	0%	17	0%
	RD040	32	3%	16	0%	16	6%
	RD089	15	0%	8	0%	7	0%
	RD057	35	3%	18	0%	17	6%
	RD065	35	0%	18	0%	17	0%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 202 e a Figura 203 apresentam os valores de mediana de cádmio total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente. Observa-se tanto para as estações do rio Doce quanto para aquelas situadas em seus afluentes que os valores de mediana foram de 0,0005 mg/L para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso), e, portanto, não foram observadas alterações em termos espaciais.

Figura 202 – Medianas dos valores de cádmio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

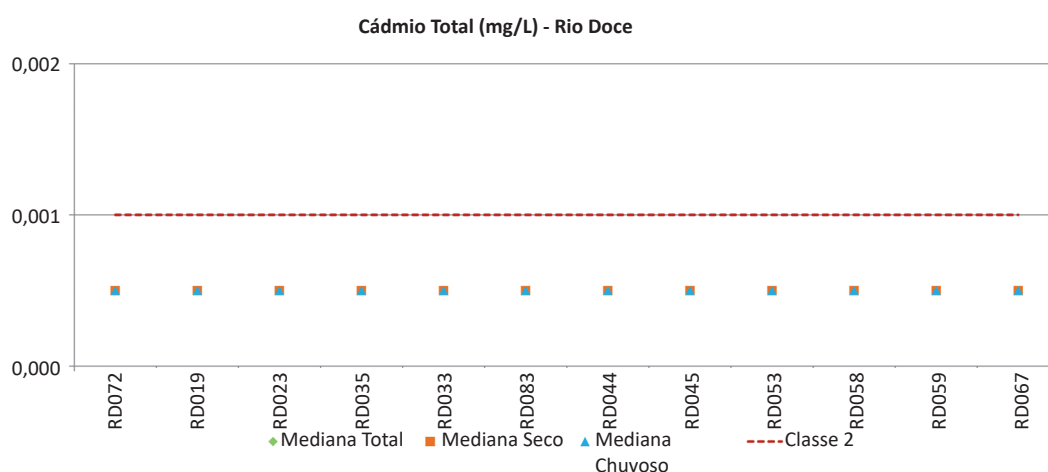
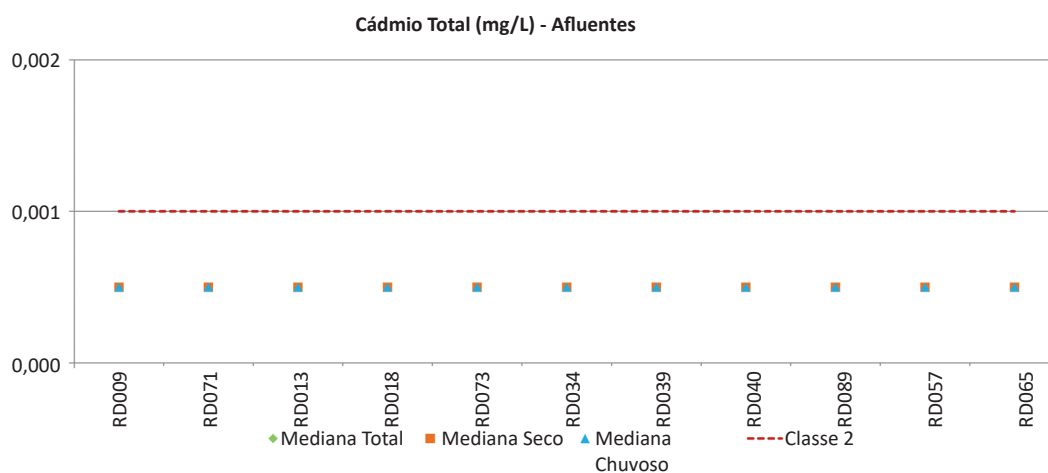


Figura 203 – Medianas dos valores de cádmio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de cádmio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 204) e seus afluentes (Figura 205), de montante para jusante.

De modo geral, tanto para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce quanto para aquelas situadas em seus afluentes, os valores de cádmio total foram de 0,0005 mg/L, valor correspondente ao limite de quantificação do método analítico.

No rio Doce (Figura 204), valores superiores ao limite legislado ($\leq 0,0010$ mg/L) foram registrados nas estações RD033, entre os municípios de Belo Oriente e Bugre, e RD059, em Resplendor: 0,0015 e 0,0012 mg/L, respectivamente.

Para os afluentes (Figura 205), observou-se uma concentração de 0,0104 mg/L na estação RD040 (rio Corrente Grande).

Figura 204 – Gráficos de dispersão dos dados de cádmio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

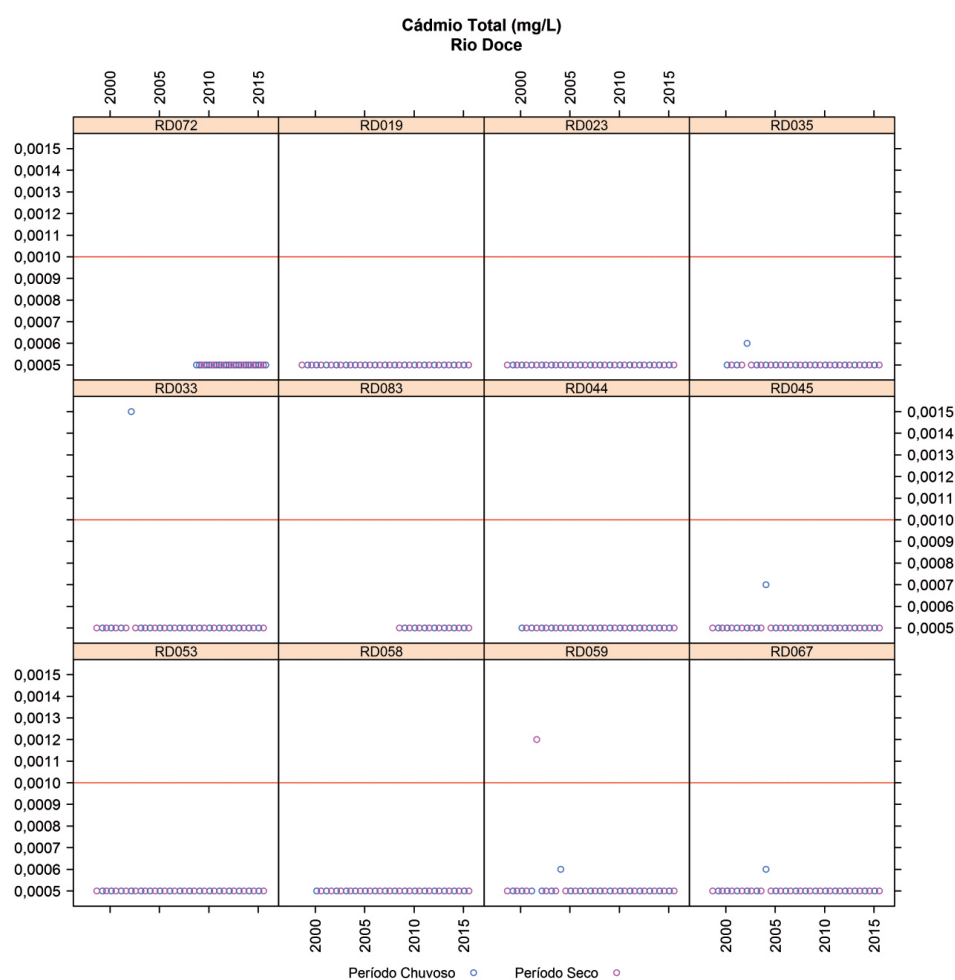
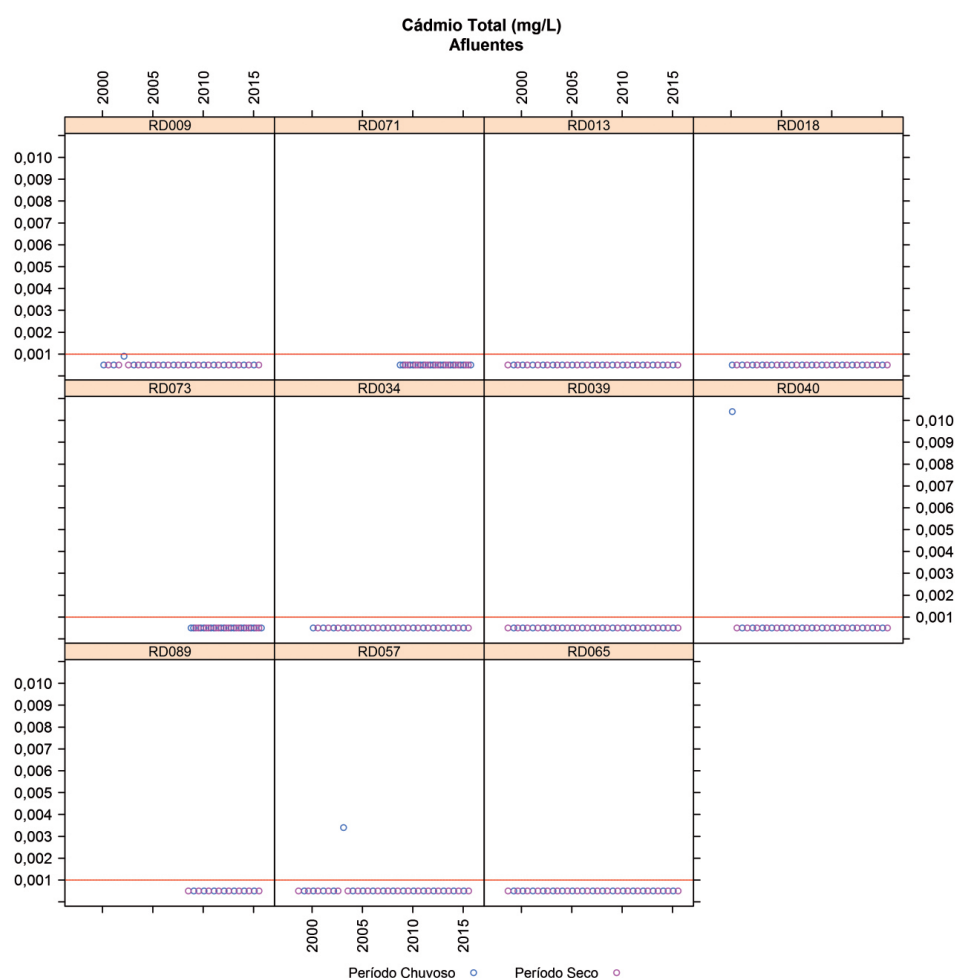


Figura 205 – Gráficos de dispersão dos dados de cádmio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.8 Cálcio total

O cálcio é um elemento abundante, existente na maioria das águas e rochas. Os sais de cálcio possuem moderada a elevada solubilidade e tendem a se precipitar como carbonato de cálcio (CaCO_3), principal responsável pela dureza da água, seguido pelo magnésio (COSTA, 2001).

Para o cálcio total, foram avaliados os dados disponíveis na base do IGAM. Ressalta-se que não há valor máximo de referência disposto na Resolução CONAMA nº 357/2005 para o cálcio total, dessa forma, não foram calculados percentuais de desacordos.

Avaliação espacial

A Figura 206 e a Figura 207 apresentam os valores de mediana de cálcio total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

Figura 206 – Medianas dos valores de cálcio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

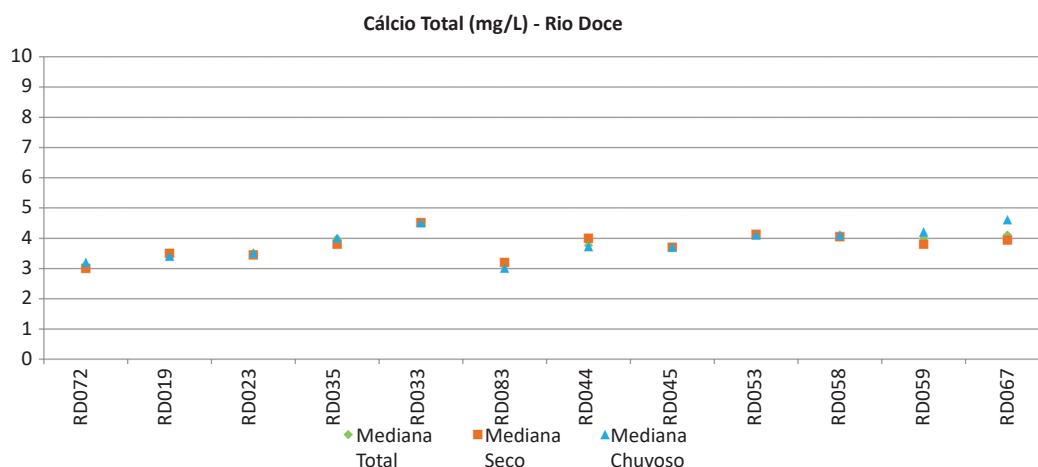
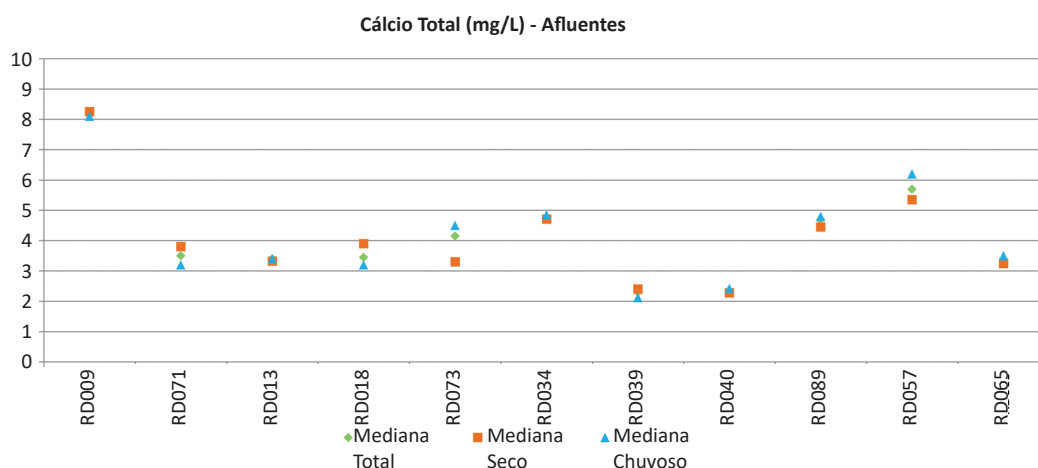


Figura 207 – Medianas dos valores de cálcio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



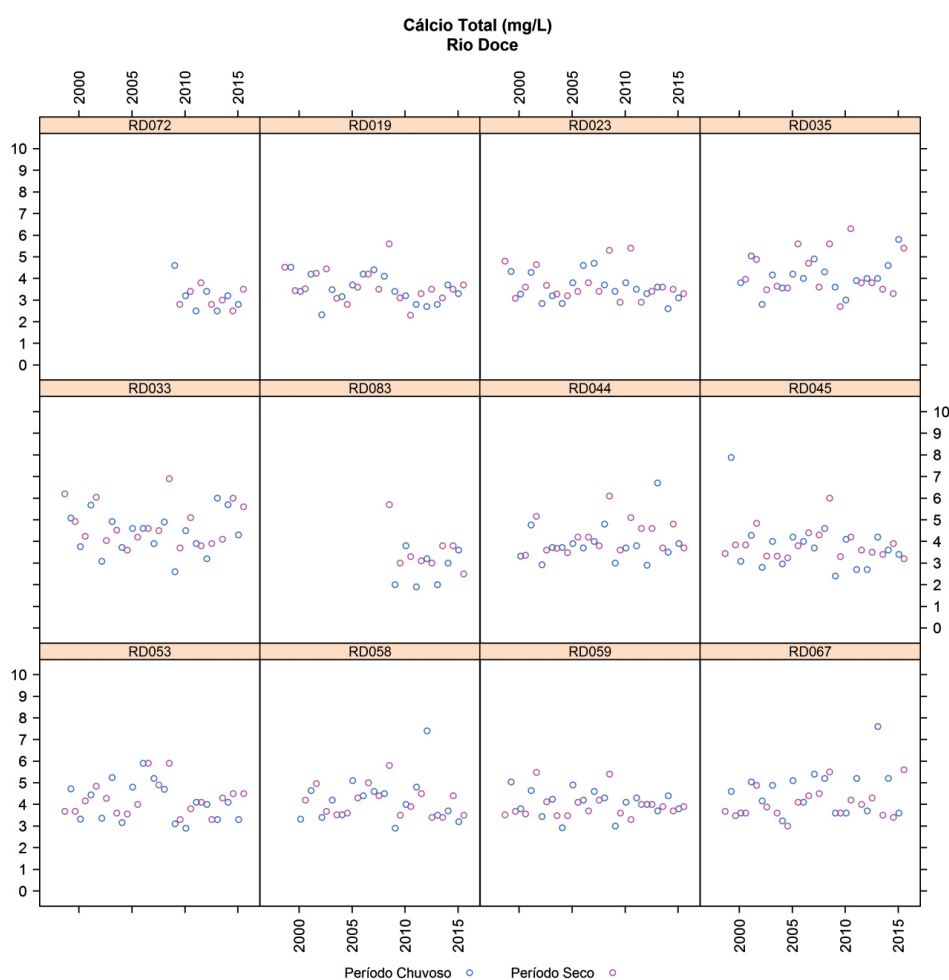
Para as estações do rio Doce (Figura 206), os valores de mediana variaram pouco: de 3,1 a 4,5 mg/L, no período total. Nas estações RD072 (entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado) e RD083 (entre os municípios de Fernandes Tourinho e Periquito), foram observados os menores valores de mediana (3,1 mg/L), e na estação RD033 (entre os municípios de Belo Oriente e Bugre), o maior (4,5 mg/L). De modo geral, não se observou diferença significativa de valores de mediana entre os períodos chuvoso e seco.

Entre as estações localizadas em afluentes (Figura 207), observou-se maior variação de valores de mediana: 2,3 mg/L, na estação RD039 (rio Santo Antônio), e 8,3 mg/L, na estação RD009 (rio do Carmo). Também não se observou diferença significativa de valores de mediana entre os períodos chuvoso e seco.

Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de cálcio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 208) e seus afluentes (Figura 209), de montante para jusante.

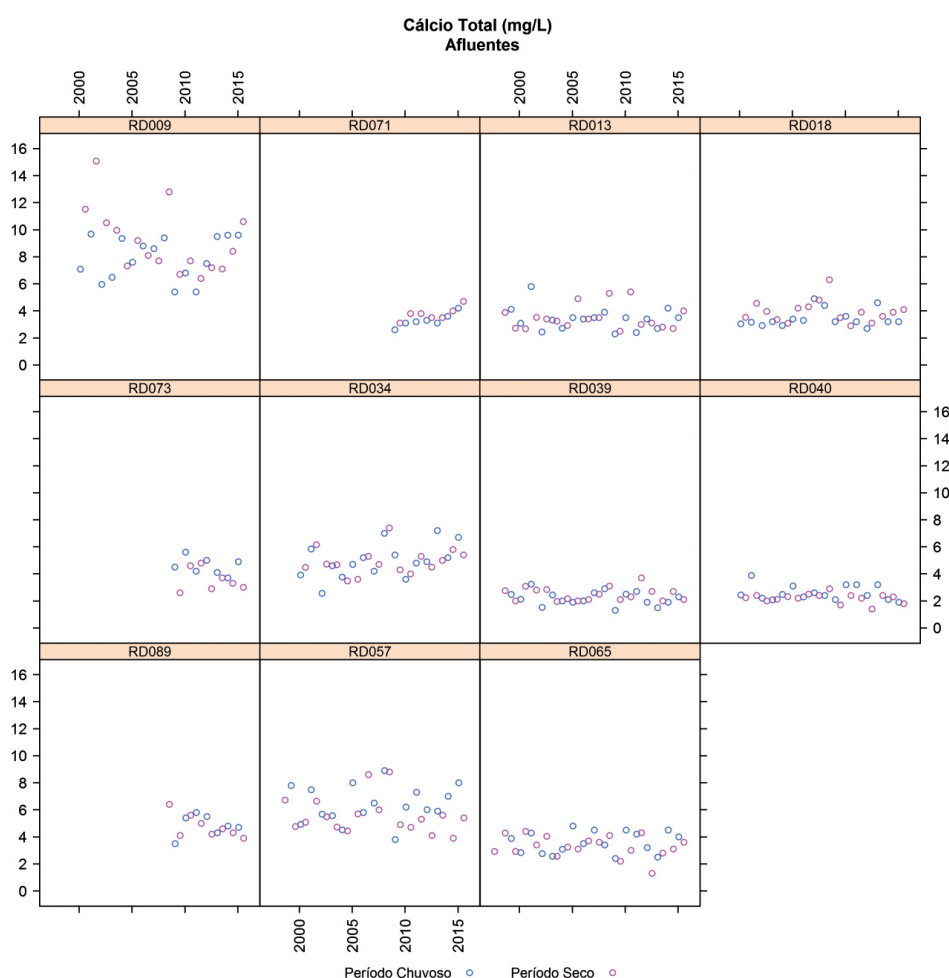
Figura 208 – Gráficos de dispersão dos dados de cálcio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.



Para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 208), os valores apresentaram-se mais dispersos ao longo do tempo, sem tendência de comportamento visível. Considerando todas as estações do rio Doce, as concentrações de cálcio total variaram de 1,90 a 7,88 mg/L.

Para os afluentes do rio Doce (Figura 209), concentrações mais elevadas foram registradas na estação RD009 (rio do Carmo), em primeira instância e, então, nas estações RD057 (rio Caratinga) e RD034 (rio Piracicaba). Para as demais estações, as concentrações permaneceram dentro da faixa: 1,30 a 6,40 mg/L. Também não se observaram tendências de comportamento nas séries.

Figura 209 – Gráficos de dispersão dos dados de cálcio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.9 Chumbo total

A maior parte do chumbo está presente no ar, bebidas e em alimentos, e origina-se na emissão veicular, pela queima da gasolina (BAIRD, 2002). Com relação à sua ocorrência em águas doces, este é advindo de descargas de efluentes industriais, da lixiviação do solo ou, ainda, pela deposição atmosférica. Por ser um composto bioacumulativo, provoca envenenamento crônico (EPA, 2001; CETESB, 2016). Com relação à indústria, esse metal é utilizado na indústria da construção, em isolamentos acústicos, conexões entre metais sólidos e munição (BAIRD, 2002).

O chumbo (Pb) é encontrado no solo em concentrações que variam de 2 a 200 mg/kg, sendo comum em um teor médio de 5 a 30 mg/kg. O seu comportamento geoquímico nos solos é influenciado pelos processos pedogenéticos, pelas atividades microbiológicas, pelo clima e pela topografia da região. Segundo Sigolo (1998), em ambientes tropicais, o teor de chumbo pode estar associado aos óxidos e hidróxidos de ferros dos horizontes lateríticos, os quais são definidos por possuírem uma fração de argilominerais do grupo caulinitas e de óxido e de hidróxido de ferro e/ou de alumínio, o que lhes confere a estrutura de poros e de agregações altamente estáveis. Para Sigolo (1998), o íon Pb^{2+} forma sais que podem ter maior mobilidade no meio ambiente e podem ser provenientes de fontes de poluição ou rejeitos de origem doméstica ou industrial.

Para Bernardes et al. (1990) e Cotrim (1991) apud Sigolo (1998), os resíduos gerados nos processos de tratamento de esgotos e, portanto, o seu não tratamento e seus lançamentos em lençóis freáticos, nas regiões de drenagens etc., podem causar contaminações ambientais por metais pesados como o chumbo.

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar concentrações de chumbo total de até 0,01 mg/L. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado. Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 70) e seus afluentes (Tabela 71), dispostas de montante para jusante.

De acordo com a Tabela 70, foram observados desacordos tanto no período seco quanto no período chuvoso nas estações de monitoramento localizadas no rio Doce. Contudo, as não conformidades foram mais frequentes no período chuvoso, chegando a percentuais superiores a 20% em 9 das 12 estações. Maior percentual de desacordos no período chuvoso foi registrado nas estações RD033 (municípios de Bugre e Belo Oriente) e RD045 (município de Governador Valadares), com 41% em ambas.

Para as estações situadas em tributários do rio Doce (Tabela 71), de modo geral, os percentuais de desacordos foram mais elevados no período chuvoso. Percentuais de desacordos superiores a 20% foram registrados nas estações RD057 (rio Caratinga), com 47% de desacordos, e RD065 (rio Manhuaçu), com 23%. Nas estações RD009 (rio do Carmo) e RD073 (ribeirão Sacramento), os percentuais de desacordos chegaram a 18 e 20%, respectivamente.

Tabela 70 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para chumbo total no rio Doce.

Rio Doce							
Chumbo Total							
Estações de monitoramento n	Total		Seco		Chuvoso		
	% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos		
MG	RD072	29	10%	14	21%	15	0%
	RD019	36	14%	19	5%	17	24%
	RD023	69	13%	35	11%	34	15%
	RD035	43	19%	21	10%	22	27%
	RD033	35	23%	18	6%	17	41%
	RD083	15	7%	8	0%	7	14%
	RD044	32	16%	16	6%	16	25%
	RD045	35	20%	18	0%	17	41%
	RD053	35	20%	18	6%	17	35%
	RD058	41	15%	20	5%	21	24%
	RD059	35	17%	18	6%	17	29%
	RD067	44	16%	22	9%	22	23%

Nota: n: número de observações.

Tabela 71 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para chumbo total em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Chumbo Total							
Estações de monitoramento	n	Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	33	9%	16	0%	17	18%
	RD071	29	3%	14	7%	15	0%
	RD013	35	9%	18	6%	17	12%
	RD018	46	7%	23	4%	23	9%
	RD073	29	14%	14	7%	15	20%
	RD034	32	6%	16	0%	16	13%
	RD039	44	7%	22	0%	22	14%
	RD040	32	3%	16	0%	16	6%
	RD089	15	7%	8	0%	7	14%
	RD057	35	26%	18	6%	17	47%
	RD065	45	13%	23	4%	22	23%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 210 e a Figura 211 apresentam os valores de mediana de chumbo total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

Para as estações do rio Doce (Figura 210), as medianas do período total e seco apresentaram valor de 0,005 mg/L. No período chuvoso, para a maioria das estações as medianas também apresentaram valor de 0,005 mg/L. Nas estações RD033 (entre os municípios de Belo Oriente e Bugre), RD045 (no município de Governador Valadares), RD059 (no município de Resplendor), contudo, os valores das medianas foram superiores, respectivamente: 0,006, 0,007 e 0,006 mg/L.

Nos tributários do rio Doce (Figura 211), as medianas apresentaram valor de 0,005 mg/L para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso). Exceção se fez na estação RD057 (rio Caratinga), na qual a mediana foi de 0,007 mg/L.

Figura 210 – Medianas dos valores de chumbo total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

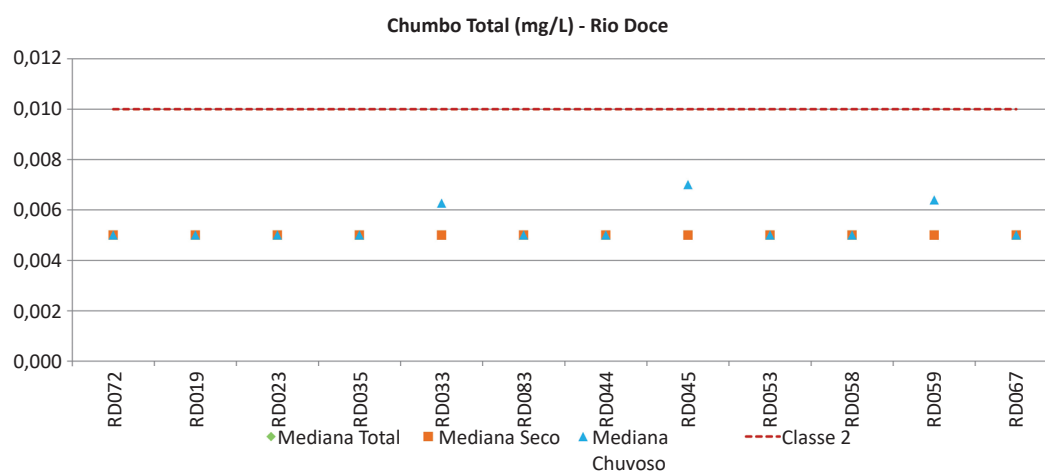
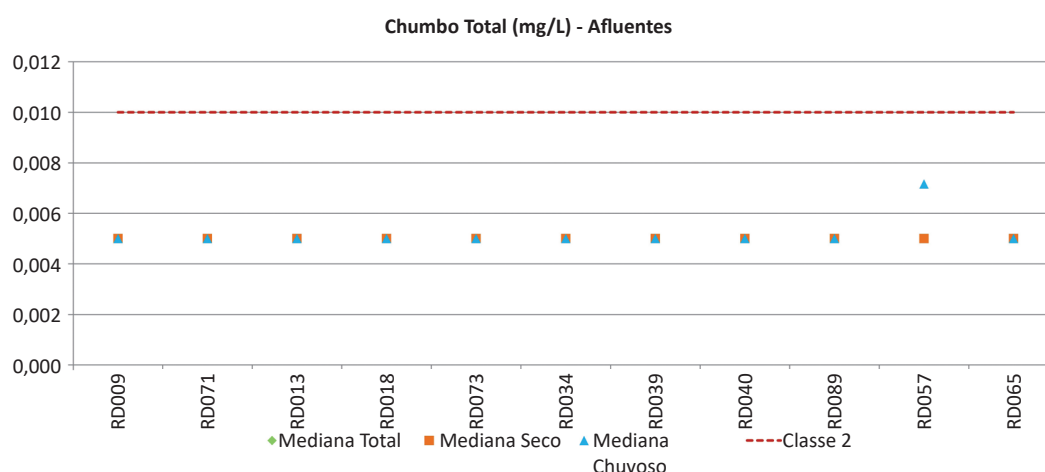


Figura 211 – Medianas dos valores de chumbo total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de chumbo total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 212) e seus afluentes (Figura 213), de montante para jusante.

Tanto para as estações de monitoramento do rio Doce (Figura 212) quanto para aquelas situadas em seus tributários (Figura 213), apesar de se observar alguma dispersão de dados ao longo do tempo, nota-se que as concentrações de chumbo total tenderam, na maioria das vezes, a 0,005 mg/L, lembrando que o limite legislado da referida variável é de 0,01 mg/L.

Nas estações RD023 (entre os municípios de Belo Oriente e Bugre), RD044 (em Governador Valadares) e RD053 (entre os municípios de Galileia e Tumiritinga), foram registrados os valores máximos: 0,048, 0,056 e 0,067 mg/L, respectivamente. Para os tributários do rio Doce, valores máximos foram observados nas estações RD057 (rio Caratinga) e RD065 (rio Manhuaçu), sendo igual a 0,044 mg/L.

Figura 212 – Gráficos de dispersão dos dados de chumbo total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

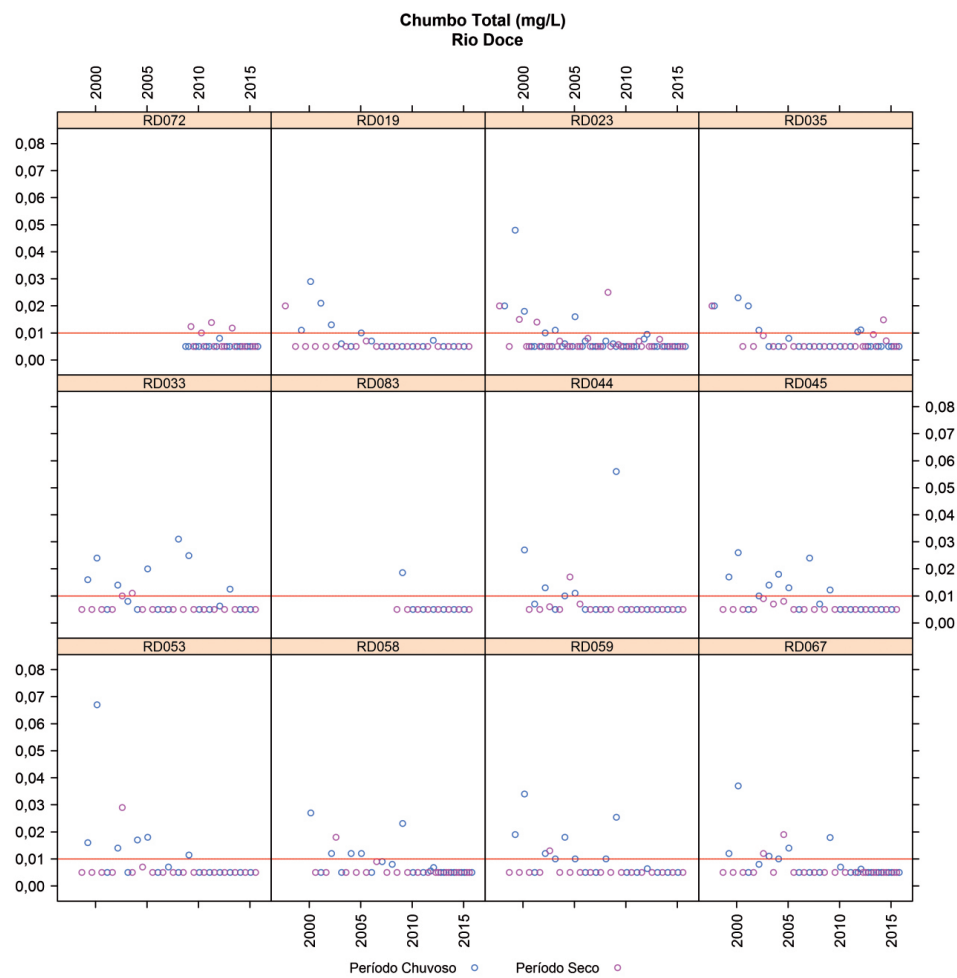
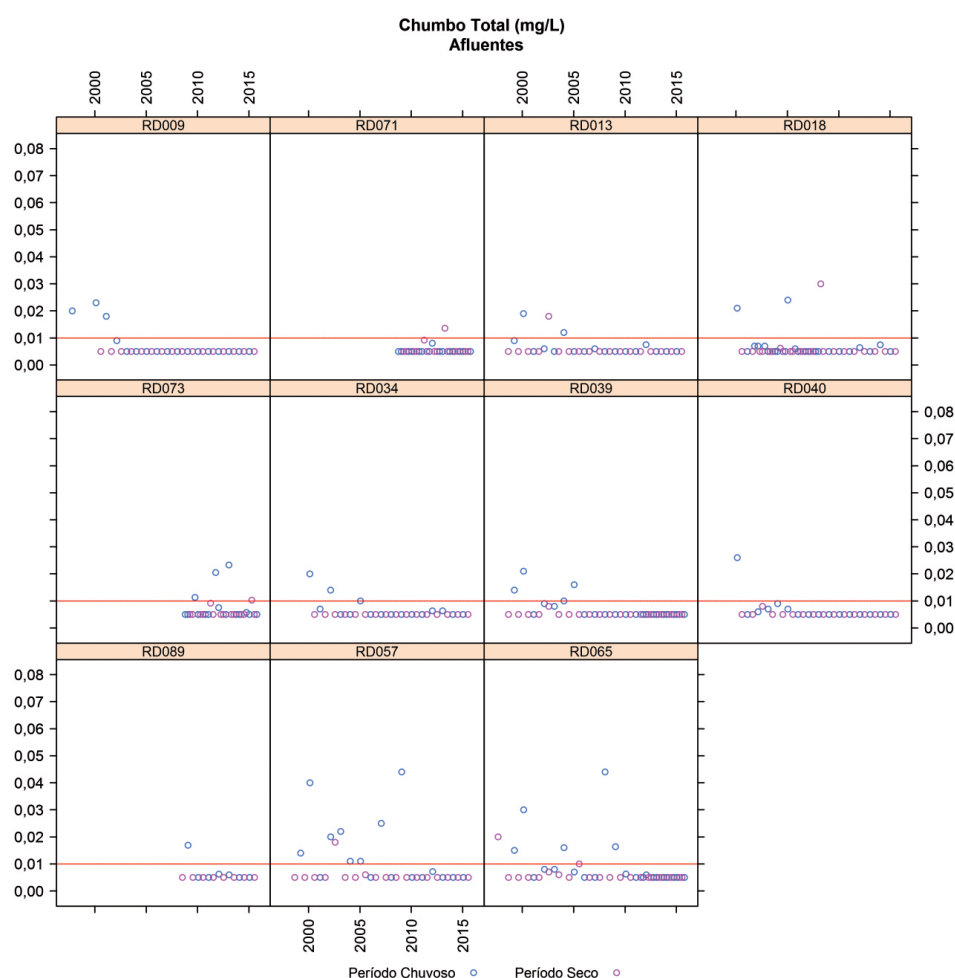


Figura 213 – Gráficos de dispersão dos dados de chumbo total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.10 Cobre total

De ocorrência natural em rochas, solo, ar e água, além de animais e plantas, o cobre é um elemento de baixa solubilidade, sendo considerado um nutriente essencial para os dois últimos, em baixas doses (CETESB, 2016). Fontes antropogênicas de cobre são, principalmente, inseticidas, tintas, pigmentos, vidros, esmaltes, preservativos de alimentos e couros, ligas metálicas, fios e cabos elétricos (MARTINS, 2005).

Na região, o teor de cobre pode estar relacionado à produção de aguardente (FUKUZAWA, 2008), além de outras fontes possíveis de contaminação, como resultantes do intemperismo de rochas de sulfetos minerais.

O cobre, segundo Sigolo (1998), é o metal pesado com menor mobilidade no solo e nos lençóis freáticos em virtude de sua fácil fixação pela matéria orgânica e pelos óxidos de ferro, alumínio e manganês e, também, pelos argilominerais, podendo ser encontrado na forma de íons cúpricos, adsorvidos a sítios de troca iônica, na forma de óxidos, entre outros. A sua limitação no meio pode ser consequente do elevado pH local, da quantidade de ácidos húmicos ou da matéria orgânica, do potencial redox e de sua interação com outros metais como o zinco em minerais secundários e em alguns tipos de argila.

O monitoramento das concentrações de cobre total ocorreu somente para as estações do IGAM entre 1998 e meados de 2006. Desse modo, para as estações RD072 e RD083, no rio Doce, e para as estações RD071, RD073 e RD089, em afluentes do rio Doce, que tiveram seu monitoramento iniciado em 2008, não existe registro de dados de cobre total. O número de eventos monitorados, em relação à avaliação da variável em questão, foi de no máximo 31. Além disso, no início do monitoramento da referida variável, o limite de quantificação do método utilizado era de 0,007 mg/L, quando, no início de 2005, o limite de quantificação foi alterado para 0,004 mg/L.

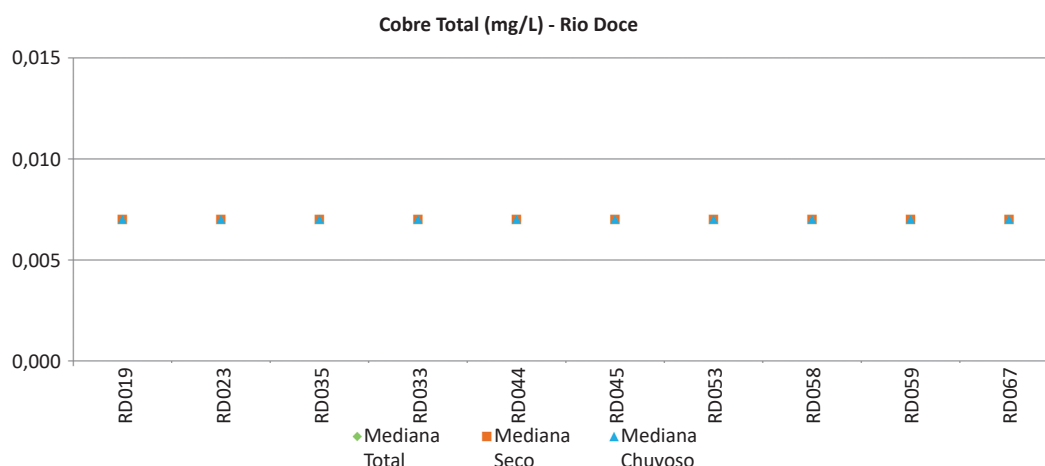
Na Resolução CONAMA nº 357/2005, não há limite legislado para a referida variável, de modo que não foram calculados percentuais de desacordo.

Avaliação espacial

A Figura 214 e a Figura 215 apresentam os valores de mediana de cobre total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

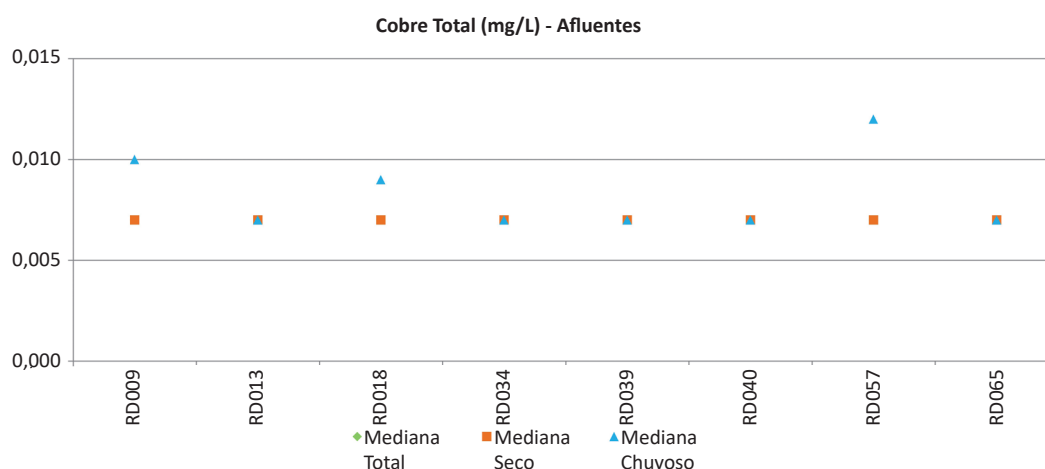
Nas estações do rio Doce (Figura 214), as medianas apresentaram valor de 0,007 mg/L para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso).

Figura 214 – Medianas dos valores de cobre total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.



Para os tributários, as medianas também tenderam a 0,007 mg/L, de modo geral. Contudo, para as estações RD009 (rio do Carmo), RD018 (rio Casca) e RD057 (rio Caratinga), no período chuvoso, resultaram medianas mais elevadas, respectivamente: 0,010, 0,009 e 0,012 mg/L.

Figura 215 – Medianas dos valores de cobre total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.

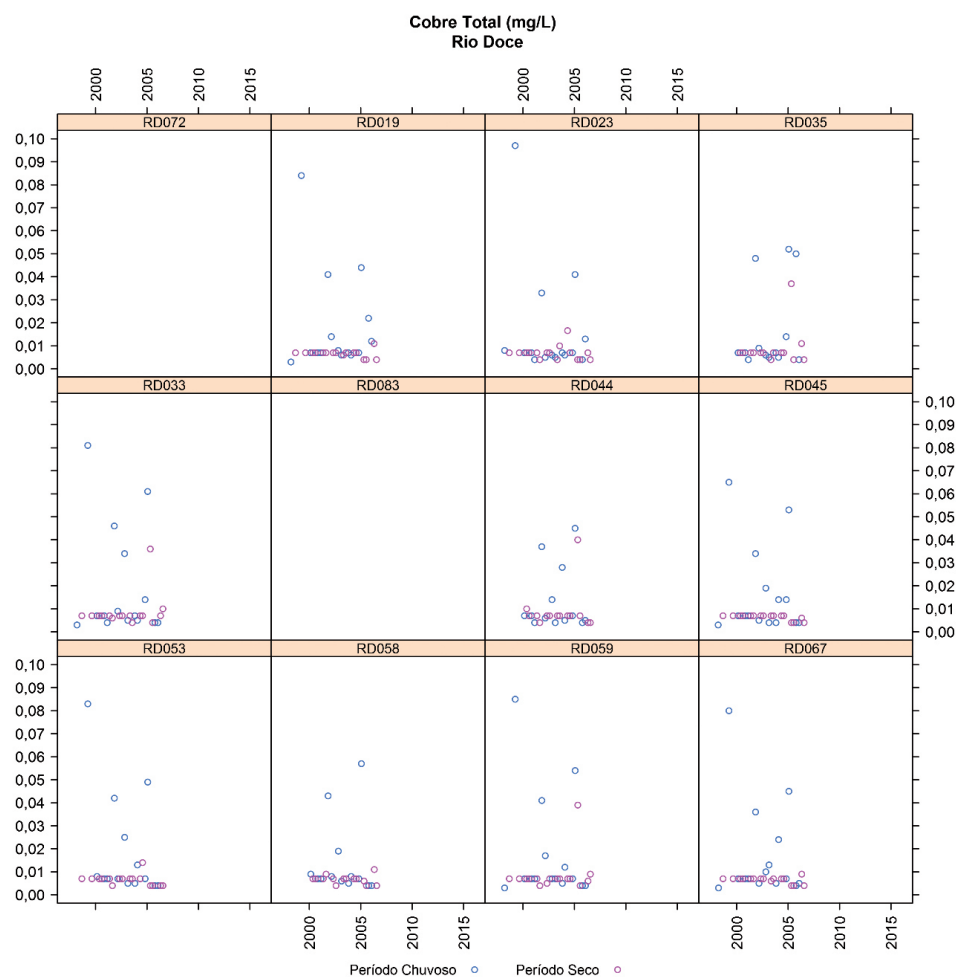


Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de cobre total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 216) e seus afluentes (Figura 217), de montante para jusante.

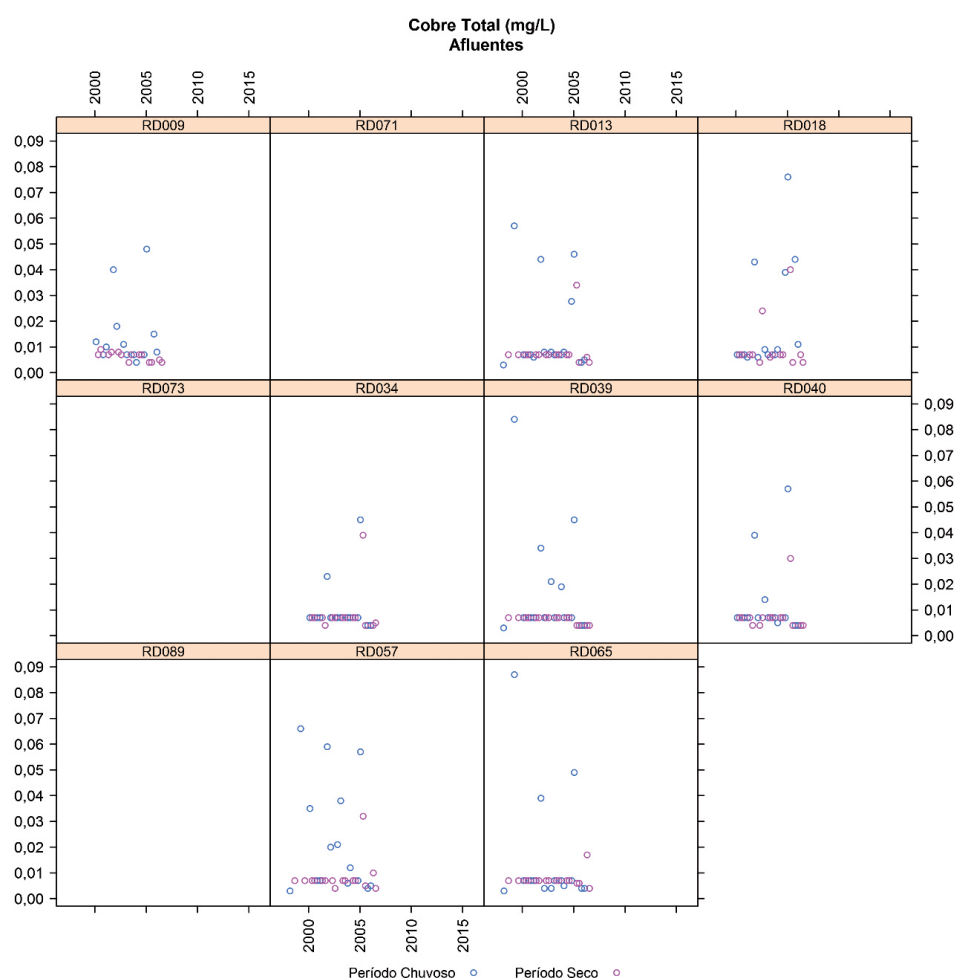
Para as estações do rio Doce (Figura 216), observa-se que a maioria dos dados se situou abaixo da concentração de 0,010 mg/L. Contudo, ao longo do monitoramento foram registrados valores mais elevados para todas as estações. Valor máximo foi registrado na estação RD023 (entre os municípios de Marliéria e Pingo-d'Água), sendo igual a 0,097 mg/L. Não se observou tendência à diminuição ou elevação de valores ao longo do tempo.

Figura 216 – Gráficos de dispersão dos dados de cobre total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.



Para os afluentes do rio Doce (Figura 217), a maioria dos dados também se situou abaixo da concentração de 0,010 mg/L. Em algum período do monitoramento, foram registrados valores mais elevados do que aquele citado. Valor máximo foi registrado na estação RD065 (rio Manhuaçu): 0,087 mg/L.

Figura 217 – Gráficos de dispersão dos dados de cobre total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.11 Cobre dissolvido

A concentração de metal-traço em águas naturais pode ser determinada em sua forma total ou apenas na fração dissolvida. O metal dissolvido constitui-se de uma fração lábil e outra não lábil. O metal lábil representa a fração do metal dissolvido que inclui os íons metálicos hidratados livres e os complexos lábeis do metal associado. É normalmente assumido que o metal lábil representa a fração do metal que é biodisponível, considerado como a fração tóxica do metal dissolvido. A fração não lábil inclui metais ligados em complexos ou adsorvidos em material orgânico (MILANI, 2004). Para mais informações vide Cobre Total (item 2.2.3.3.10).

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, concentrações de cobre dissolvido não devem ultrapassar 0,009 mg/L em rios de Classe 2. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado. O início do monitoramento dessa variável ocorreu em meados de 2005. O limite de quantificação do método utilizado foi de 0,0005 mg/L.

Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 72) e seus afluentes (Tabela 73), dispostas de montante para jusante.

Para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Tabela 72), os percentuais de desacordos foram relativamente baixos. Os percentuais de desacordos foram mais elevados no período chuvoso (máximo de 7%) em relação ao período seco (máximo de 3%), de modo geral.

Tabela 72 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para cobre dissolvido no rio Doce.

		Rio Doce					
		Cobre Dissolvido					
Estações de monitoramento	n	Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD072	48	0%	25	0%	23	0%
	RD019	61	5%	32	3%	29	7%
	RD023	61	2%	32	0%	29	3%
	RD035	61	2%	32	0%	29	3%
	RD033	61	3%	32	3%	29	3%
	RD083	49	0%	26	0%	23	0%
	RD044	61	0%	32	0%	29	0%
	RD045	61	0%	32	0%	29	0%
	RD053	61	2%	32	0%	29	3%
	RD058	61	2%	32	0%	29	3%
	RD059	61	2%	32	3%	29	0%
	RD067	61	0%	32	0%	29	0%

Nota: n: número de observações.

Nos tributários do rio Doce (Tabela 73), os percentuais de desacordos também foram superiores no período chuvoso e variaram de 0 a 10%, sendo iguais a 0% em 5 das 11 estações.

Tabela 73 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para cobre dissolvido em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Cobre Dissolvido							
Estações de monitoramento	n	Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	n
MG	RD009	42	7%	21	5%	21	10%
	RD071	29	0%	14	0%	15	0%
	RD013	58	5%	29	3%	29	7%
	RD018	42	7%	21	5%	21	10%
	RD073	29	0%	14	0%	15	0%
	RD034	42	5%	21	5%	21	5%
	RD039	42	5%	21	10%	21	0%
	RD040	42	5%	21	5%	21	5%
	RD089	30	0%	15	0%	15	0%
	RD057	42	0%	21	0%	21	0%
	RD065	42	2%	21	0%	21	5%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 218 e a Figura 219 apresentam os valores de mediana de cobre dissolvido para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

Tanto para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 218) quanto para aquelas situadas em seus tributários (Figura 219), os valores das medianas foram de 0,004 mg/L nos períodos total, seco e chuvoso, valor idêntico ao limite de quantificação do método utilizado, e, portanto, não foram observadas alterações espaciais.

Figura 218 – Medianas dos valores de cobre dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

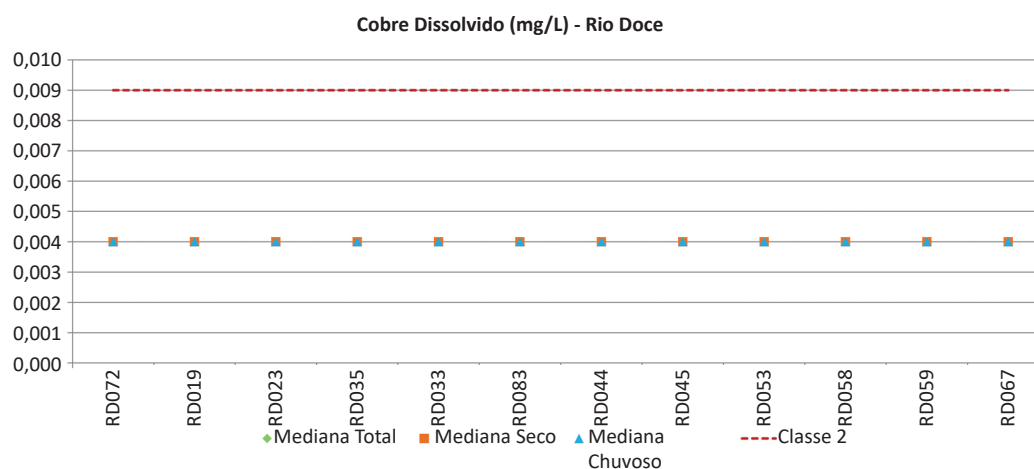
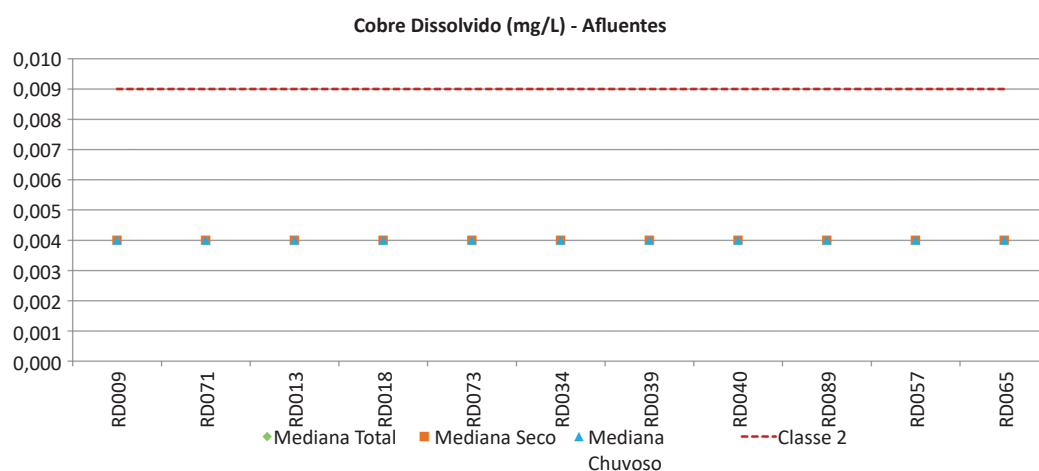


Figura 219 – Medianas dos valores de cobre dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de cobre dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 220) e seus afluentes (Figura 221), de montante para jusante.

De modo geral, para as estações de monitoramento do rio Doce (Figura 220), as concentrações de cobre dissolvido apresentaram, ao longo do tempo, valores em torno do limite de quantificação do método (0,004 mg/L). Na estação RD019 (entre os municípios de Rio Casca e São Domingos do Prata) registrou-se o valor máximo para as estações do rio Doce, chegando a 0,411 mg/L, ou seja, 45 vezes superior ao limite legislado. Cabe ressaltar, contudo, que esse valor elevado foi um registro pontual. Quando desconsiderado esse *outlier*, os valores máximos observados não passaram de 0,021 mg/L.

Para as estações situadas em afluentes do rio Doce (Figura 221), apesar de se observar alguma dispersão de dados ao longo do tempo, notou-se que as concentrações de cobre dissolvido tenderam, na maioria das vezes, a 0,004 mg/L. Valor mais elevado foi registrado na estação RD009 (rio do Carmo), chegando a 0,050 mg/L.

Figura 220 – Gráficos de dispersão dos dados de cobre dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

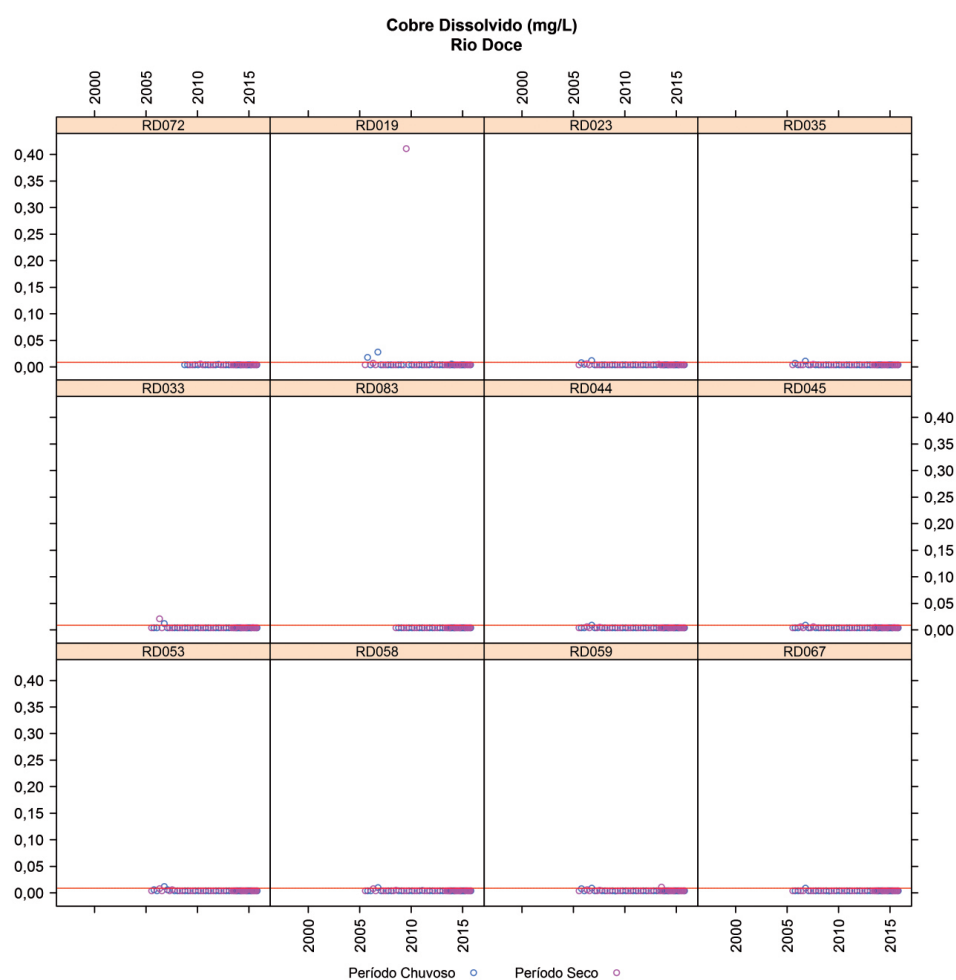
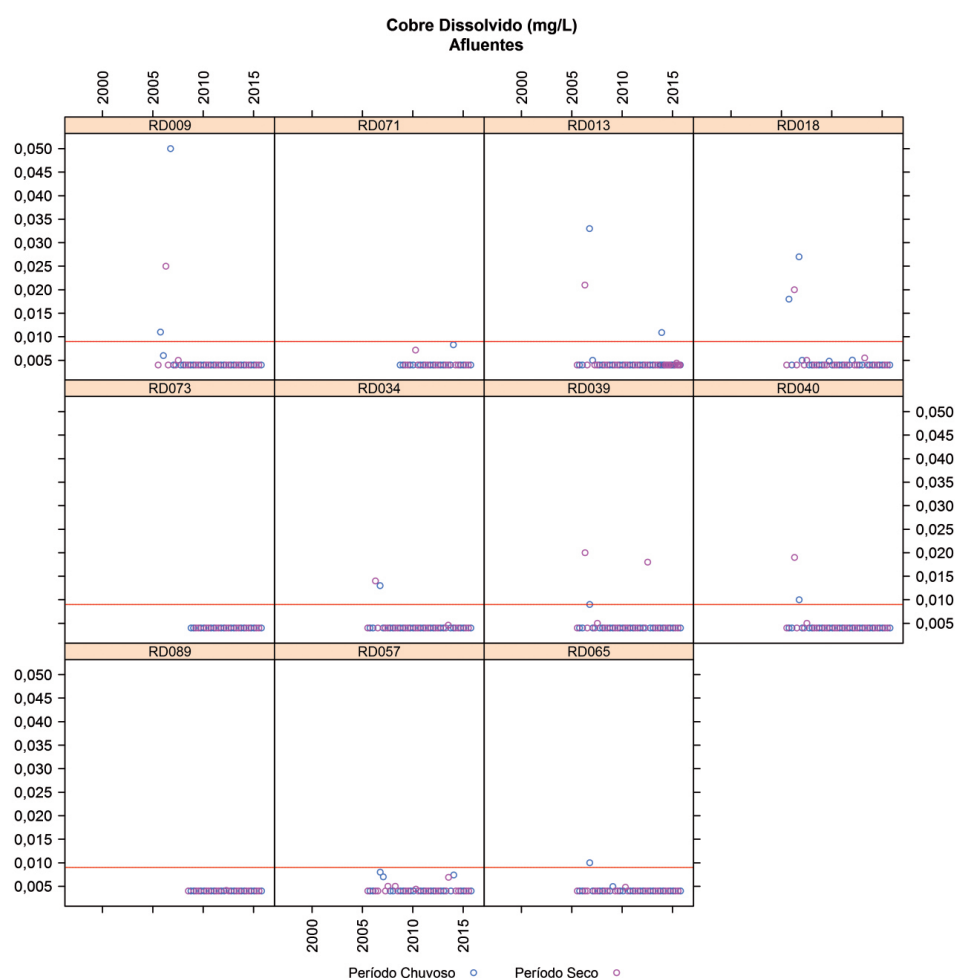


Figura 221 – Gráficos de dispersão dos dados de cobre dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.12 Cromo total

Fontes antrópicas de cromo ao ambiente vinculam-se às suas aplicações como anticorrosivo, na indústria de cromagem e cimento e em ligas com outros metais, compondo aços inoxidáveis. Os compostos trivalentes de cromo possuem baixa toxicidade, sendo, inclusive, considerados essenciais para o metabolismo humano; enquanto os compostos hexavalentes podem provocar reações adversas, sendo considerados tóxicos e cancerígenos (MARTINS, 2005; CETESB, 2016).

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, concentrações de cromo total não devem ultrapassar 0,05 mg/L em rios de Classe 2. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado. O limite de quantificação do método utilizado foi de 0,04 mg/L.

Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 74) e seus afluentes (Tabela 75), dispostas de montante para jusante.

Para as estações situadas no rio Doce (Tabela 74), os percentuais de desacordos foram pouco relevantes ou inexistentes, não passando de 6% e ocorrendo principalmente no período chuvoso.

Tabela 74 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para cromo total no rio Doce.

Rio Doce							
Cromo Total							
Estações de monitoramento	n	Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	n
MG	RD072	29	0%	14	0%	15	0%
	RD019	35	3%	18	6%	17	0%
	RD023	36	3%	18	0%	18	6%
	RD035	32	0%	16	0%	16	0%
	RD033	36	3%	18	0%	18	6%
	RD083	15	0%	8	0%	7	0%
	RD044	32	3%	16	0%	16	6%
	RD045	36	0%	18	0%	18	0%
	RD053	35	3%	18	0%	17	6%
	RD058	32	0%	16	0%	16	0%
	RD059	36	0%	18	0%	18	0%
	RD067	36	0%	18	0%	18	0%

Nota: n: número de observações.

Nas estações localizadas em afluentes do rio Doce (Tabela 75), de modo geral, os percentuais de desacordos também foram pouco relevantes ou inexistentes. Exceção se fez para a estação RD057 (rio Caratinga), na qual se observaram desacordos com o limite legislado em 22% do período monitorado.

Tabela 75 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para cromo total em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Cromo Total							
Estações de monitoramento	n	Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	n
MG	RD009	32	0%	16	0%	16	0%
	RD071	29	0%	14	0%	15	0%
	RD013	36	3%	18	6%	18	0%
	RD018	32	3%	16	0%	16	6%
	RD073	29	0%	14	0%	15	0%
	RD034	32	0%	16	0%	16	0%
	RD039	36	3%	18	6%	18	0%
	RD040	32	0%	16	0%	16	0%
	RD089	15	0%	8	0%	7	0%
	RD057	36	11%	18	0%	18	22%
	RD065	35	0%	18	0%	17	0%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 222 e a Figura 223 apresentam os valores de mediana de cromo total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

Tanto nas estações do rio Doce (Figura 222) quanto naquelas situadas em seus tributários (Figura 223), as medianas apresentaram valor de 0,040 mg/L para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso).

Figura 222 – Medianas dos valores de cromo total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

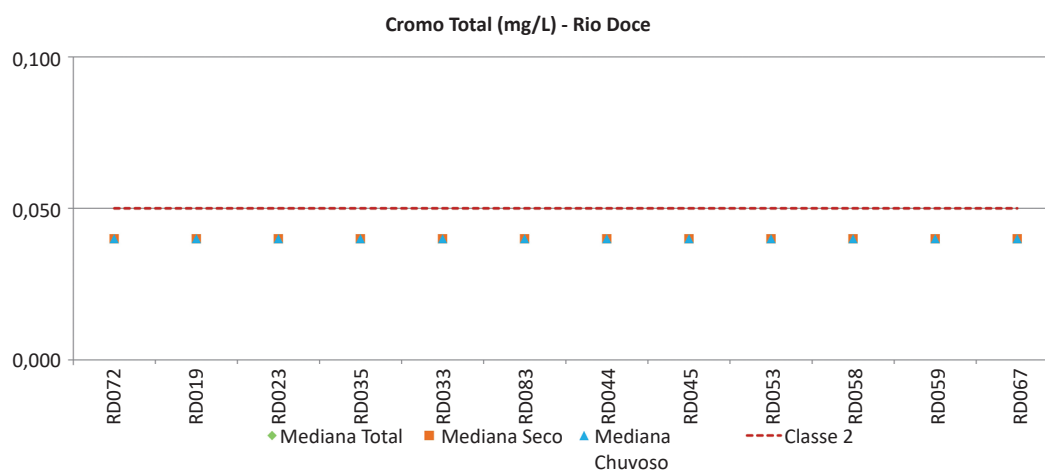
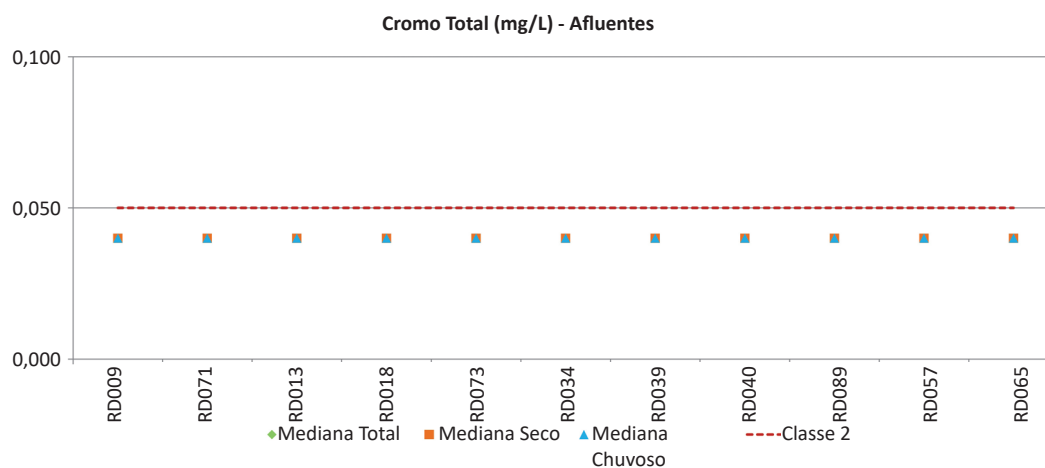


Figura 223 – Medianas dos valores de cromo total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de cromo total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 224) e seus afluentes (Figura 225), de montante para jusante.

Para as estações situadas no rio Doce (Figura 224), na maior parte do período avaliado, as concentrações de cromo total tenderam ao limite de quantificação do método (0,04 mg/L). Valores maiores que 0,04 mg/L e até mesmo superiores ao limite legislado (0,05 mg/L) foram registrados em um período inicial da série histórica. Nos últimos cinco anos monitorados (2010-2015), os valores estiveram de acordo com o limite legislado e tenderam ao limite de quantificação do método (0,04 mg/L).

Para os tributários do rio Doce (Figura 225), a tendência foi semelhante à observada para as estações do rio principal. Na estação RD057 (rio Caratinga), foram registrados valores muito superiores aos encontrados para as demais estações da região de estudo, chegando a 0,130 mg/L.

Figura 224 – Gráficos de dispersão dos dados de cromo total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

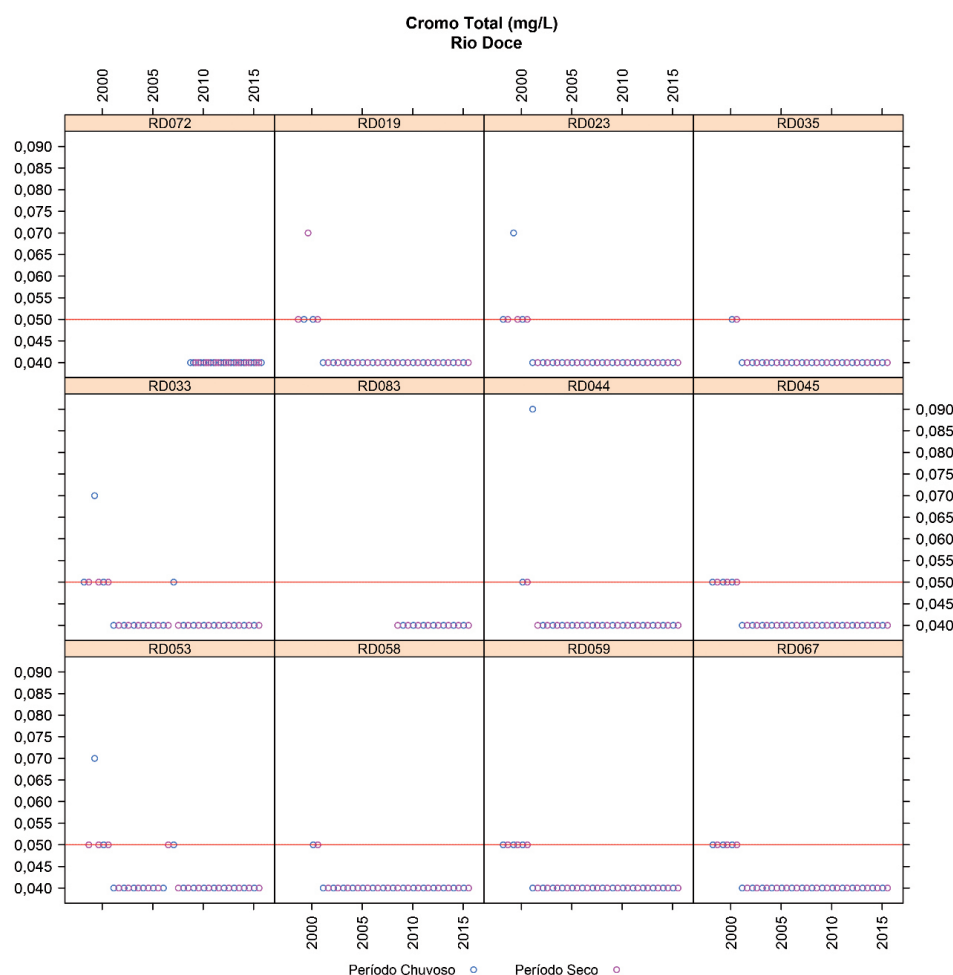
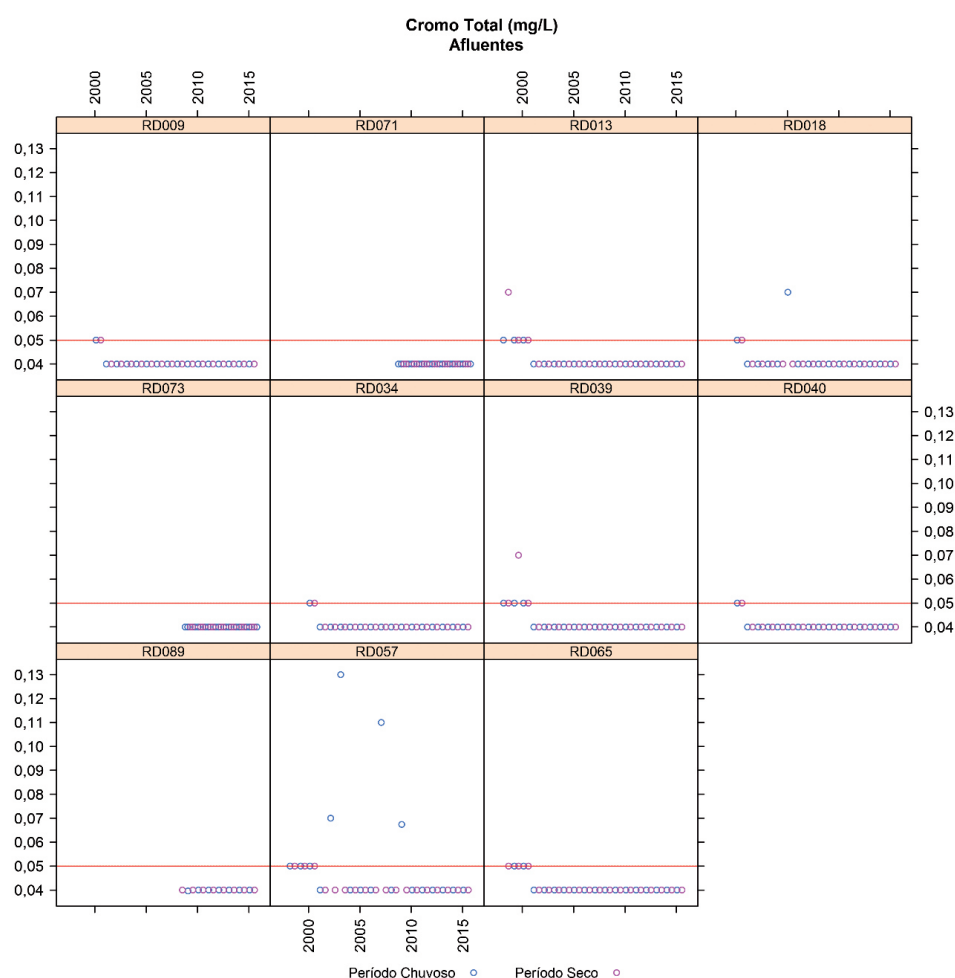


Figura 225 – Gráficos de dispersão dos dados de cromo total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.13 Cromo hexavalente

Para mais informações sobre o cromo hexavalente, vide Cromo Total (item 2.2.3.3.12).

O monitoramento das concentrações de cromo hexavalente ocorreu somente para as estações do IGAM, entre agosto de 1998 e julho de 2006. Para as estações RD072 e RD083, no rio Doce, e para as estações RD071, RD073 e RD089, em afluentes do rio Doce, que tiveram seu monitoramento iniciado em 2008, não existe registro de dados de cromo hexavalente. O número de eventos monitorados, em relação à avaliação da variável em questão, foi de no máximo 17, no rio Doce e tributários. O limite de quantificação do método utilizado foi de 0,01 mg/L. Na Resolução CONAMA nº 357/2005, não há limite legislado para a referida variável, de modo que não foram calculados percentuais de desacordo.

Avaliação espacial

A Figura 226 e a Figura 227 apresentam os valores de mediana de cromo hexavalente para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente. Tanto para as estações do rio Doce (Figura 226) quanto para aquelas situadas em seus tributários (Figura 227), as medianas apresentaram valor de 0,01 mg/L para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso).

Figura 226 – Medianas dos valores de cromo hexavalente para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

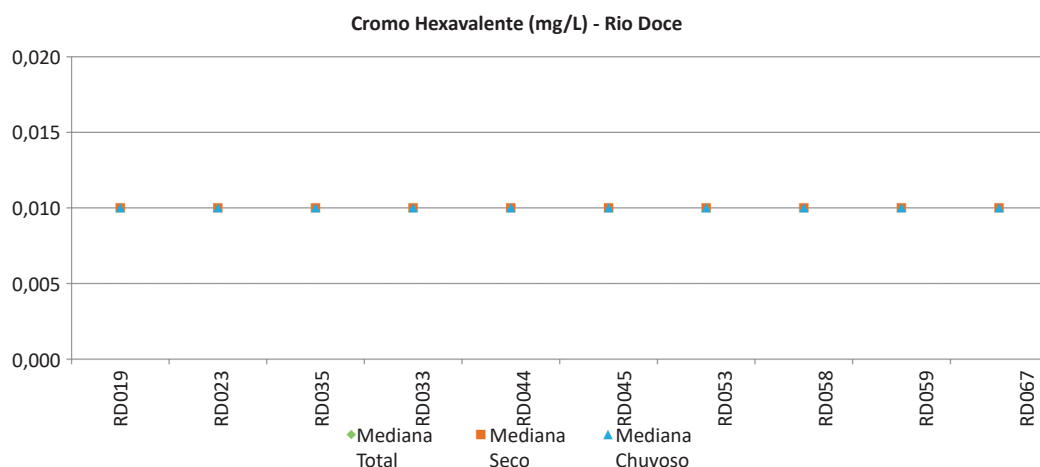
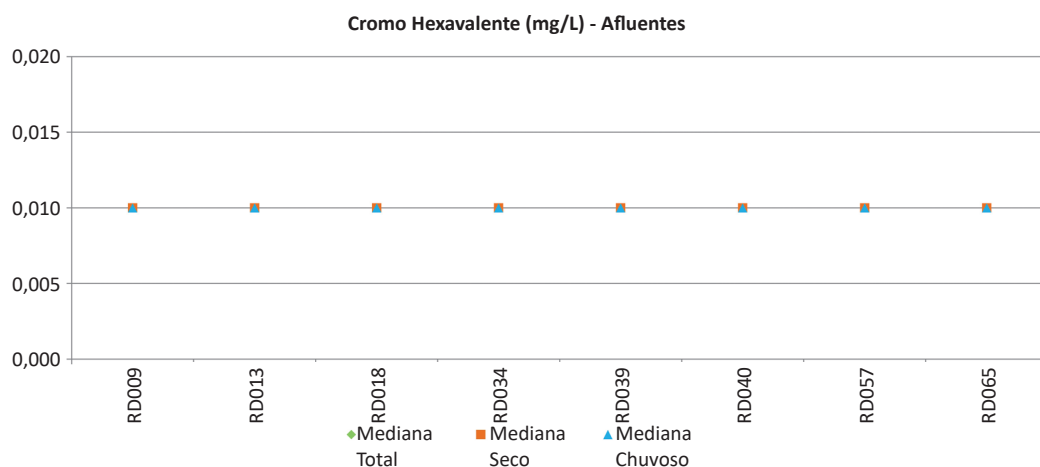


Figura 227 – Medianas dos valores de cromo hexavalente para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de cromo hexavalente ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 228) e seus afluentes (Figura 229), de montante para jusante.

De modo geral, para as estações situadas no rio Doce (Figura 228) e tributários (Figura 229), as concentrações de cromo hexavalente tenderam ao limite de quantificação do método (0,01 mg/L) na maior parte do monitoramento. Valores superiores a este foram registrados, pontualmente, no início do monitoramento.

Figura 228 – Gráficos de dispersão dos dados de cromo hexavalente ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

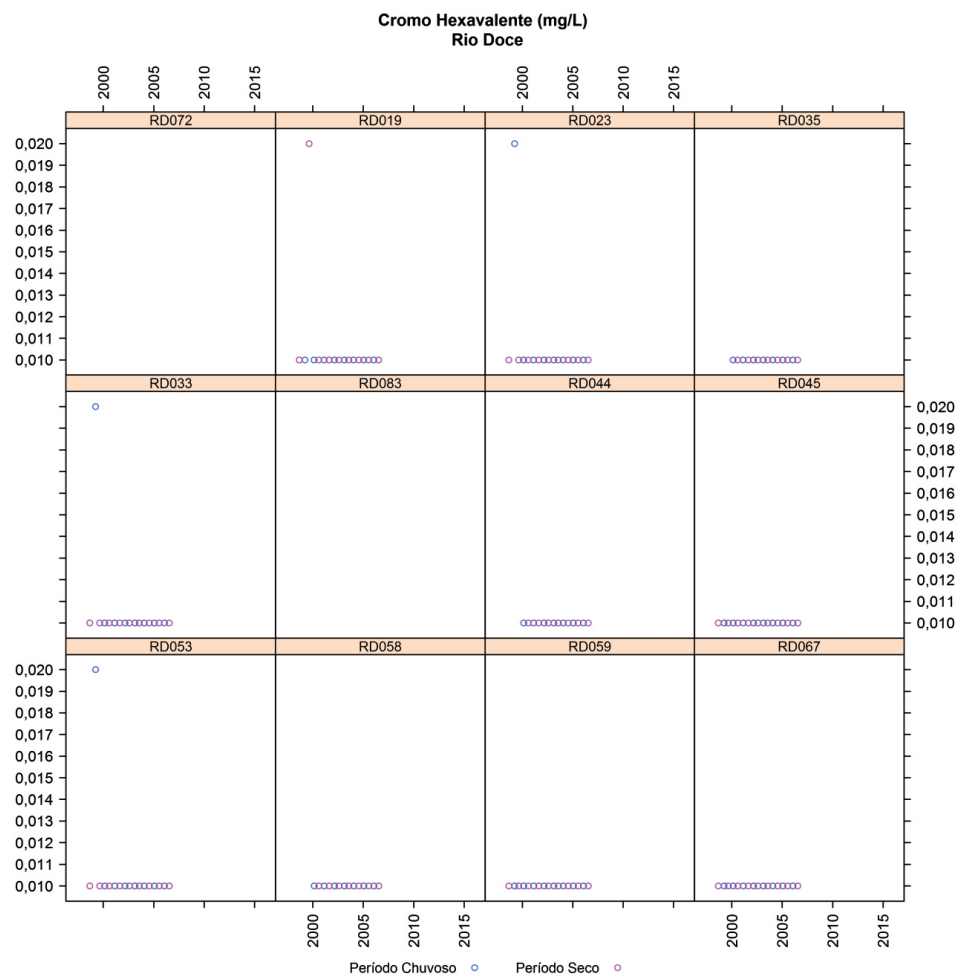
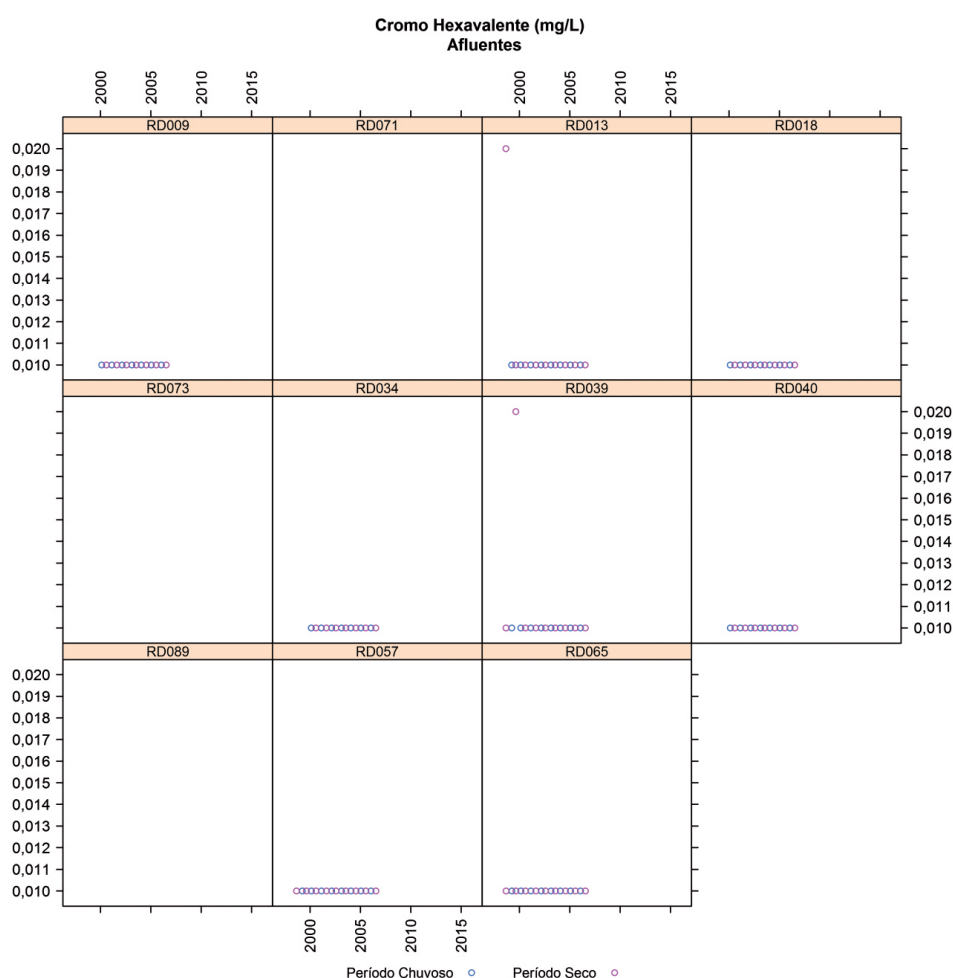


Figura 229 – Gráficos de dispersão dos dados de cromo hexavalente ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.14 Cromo trivalente

Para mais informações sobre o cromo trivalente, vide Cromo Total (item 2.2.3.3.12).

O monitoramento das concentrações de cromo trivalente ocorreu somente para as estações do IGAM, entre agosto de 1998 e julho de 2006. Para as estações RD072 e RD083, no rio Doce, e para as estações RD071, RD073 e RD089, em afluentes do rio Doce, que tiveram seu monitoramento iniciado em 2008, não existe registro de dados de cromo trivalente. O número de eventos monitorados, em relação à avaliação da variável em questão, foi de no máximo 17, no rio Doce e tributários. O limite de quantificação do método utilizado foi de 0,04 mg/L.

Na Resolução CONAMA nº 357/2005 não há limite legislado para a referida variável, de modo que não foram calculados percentuais de desacordos.

Avaliação espacial

A Figura 230 e a Figura 231 apresentam os valores de mediana de cromo trivalente para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

Tanto para as estações do rio Doce (Figura 230) quanto para aquelas situadas em seus tributários (Figura 231), as medianas apresentaram valor de 0,040 mg/L para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso). Exceção se fez na estação RD057, no rio Caratinga, onde a mediana do período chuvoso foi levemente superior às demais (0,050 mg/L).

Figura 230 – Medianas dos valores de cromo trivalente para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

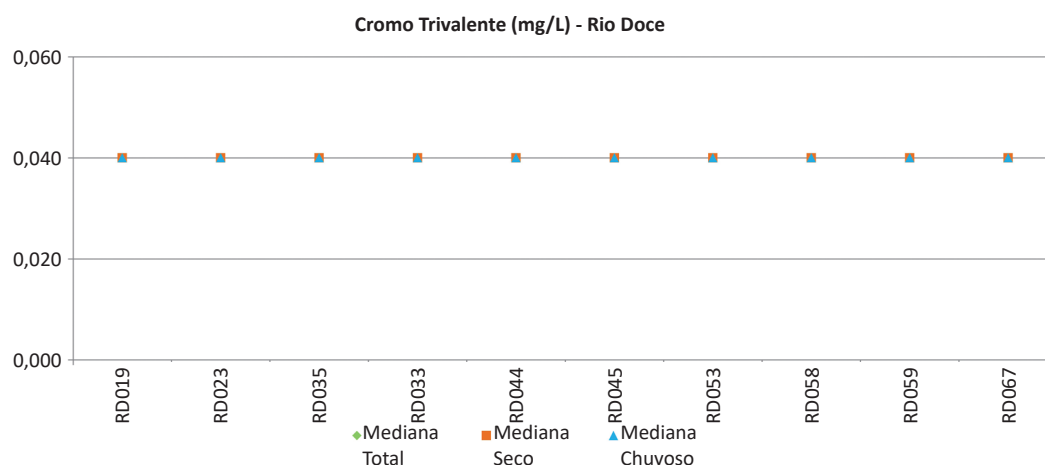
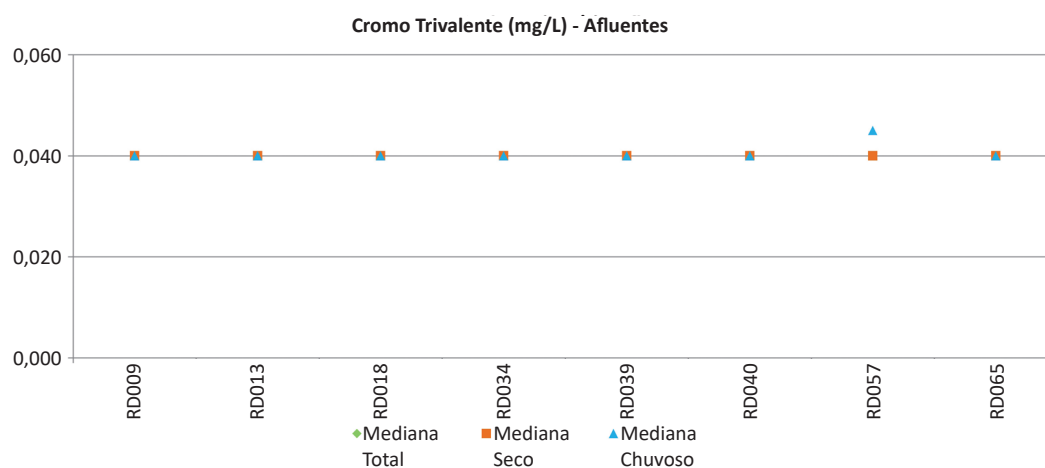


Figura 231 – Medianas dos valores de cromo trivalente para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de cromo trivalente ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 232) e seus afluentes (Figura 233), de montante para jusante.

De modo geral, as concentrações de cromo trivalente tenderam ao limite de quantificação do método (0,01 mg/L) na maior parte do monitoramento para as estações situadas no rio Doce (Figura 232) e tributários (Figura 233). Valores superiores a este foram registrados no início do monitoramento ou, então, ocorreram de modo pontual. Na estação RD057 (rio Caratinga), observou-se o valor mais elevado das séries de dados: 0,13 mg/L.

Figura 232 – Gráficos de dispersão dos dados de cromo trivalente ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

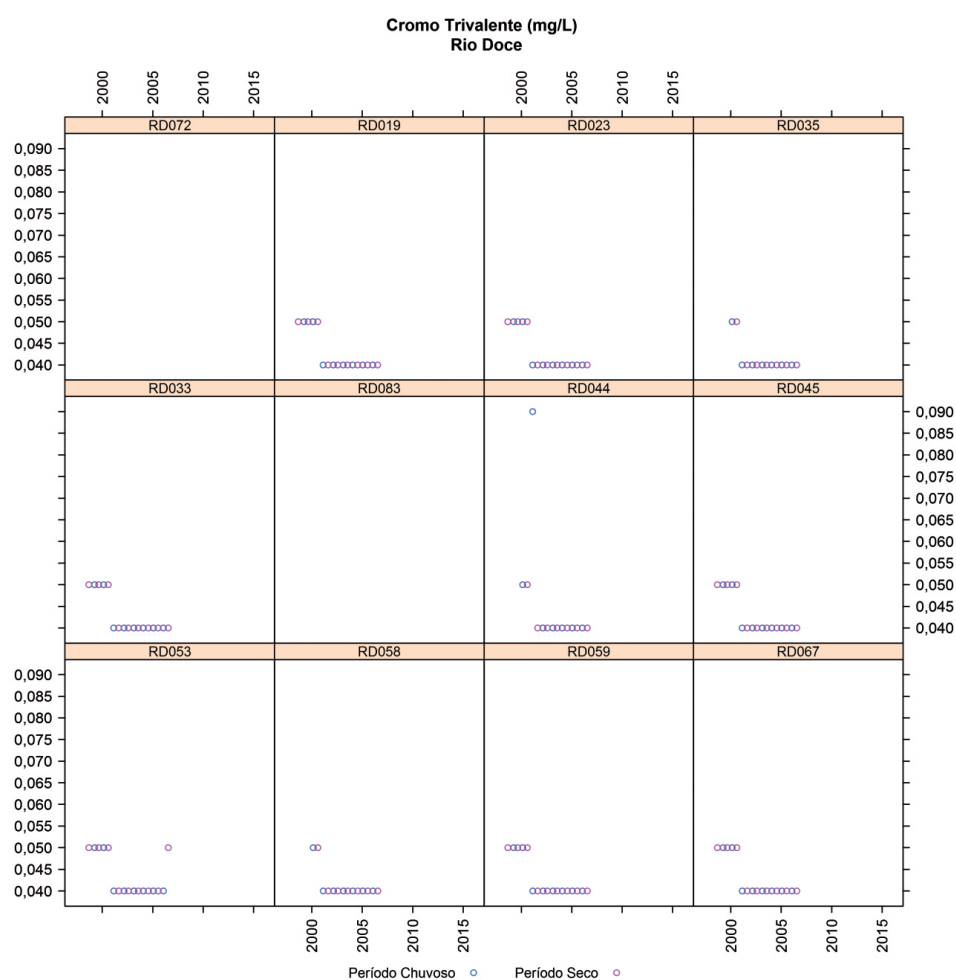
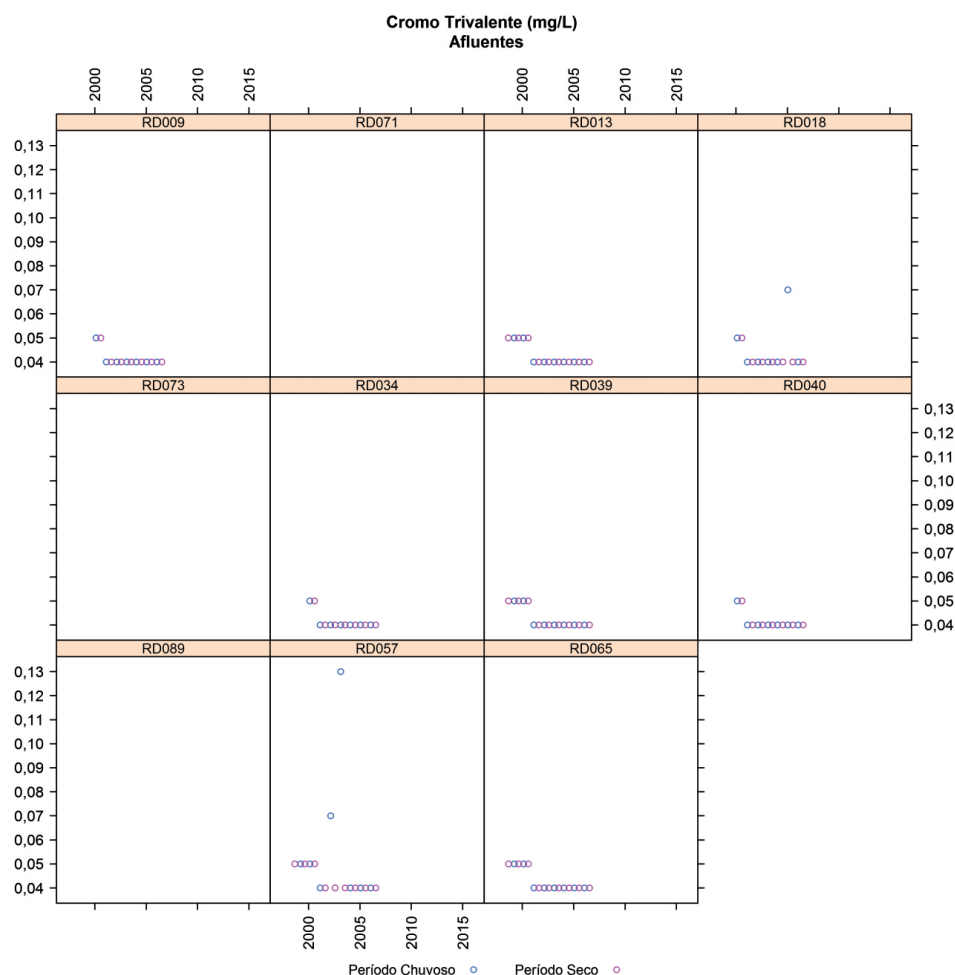


Figura 233 – Gráficos de dispersão dos dados de cromo trivalente ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.15 Ferro dissolvido

A concentração natural de ferro no solo pode variar de 0,7 a 4,2%, e este indica relativa estabilidade dos agregados e a sua alta porosidade. Segundo Sigolo (1998), em ambientes de clima tropical com formação de solos lateríticos e latossolos, é comum se verificar uma concentração de hematita, entre 14 e 56%. A lixiviação do ferro reduzido Fe^{2+} é observada em meio rico em matéria orgânica e em condições ácido-redutoras. No solo, o ferro possui comportamento geoquímico similar ao do cobre e do níquel. O íon Fe^{2+} é mais facilmente assimilado pelas plantas do que o íon Fe^{3+} (SIGOLO, 1998). Assim, originado a partir da degradação de rochas e solos, o ferro é considerado um dos elementos mais abundantes na Terra, sendo encontrado frequentemente na forma insolúvel (Fe^{+3}) e na forma dissolvida (Fe^{+2}) em águas naturais superficiais e também subterrâneas. Sua presença em águas superficiais, geralmente, não apresenta inconveniente sanitário, no entanto, em concentrações mais elevadas, pode conferir sabor à água (LIBÂNIO, 2005).

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar concentrações de ferro dissolvido de até 0,3 mg/L. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado. Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 76) e seus afluentes (Tabela 77), dispostas de montante para jusante.

De acordo com a Tabela 76, observa-se que desacordos superiores a 20% ocorreram, de modo geral, no período chuvoso. Esses desacordos mais representativos foram constatados em 6 das 12 estações monitoradas, sendo as estações RD035 (município de Santana do Paraíso), RD044 (município de Governador Valadares) e RD067 (município de Aimorés) aquelas com os percentuais de desacordos mais elevados. No período seco, os desacordos foram mínimos ou não existiram, variando de 0 a 11%.

Tabela 76 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para ferro dissolvido rio Doce.

Rio Doce							
Ferro Dissolvido							
Estações de monitoramento	n	Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD072	29	14%	14	0%	15	27%
	RD019	54	9%	27	0%	27	19%
	RD023	68	10%	34	0%	34	21%
	RD035	41	20%	20	5%	21	33%
	RD033	38	11%	19	0%	19	21%
	RD083	30	7%	15	0%	15	13%
	RD044	32	22%	16	0%	16	44%
	RD045	54	7%	27	0%	27	15%
	RD053	53	11%	27	11%	26	12%
	RD058	50	12%	25	4%	25	20%
	RD059	54	11%	27	7%	27	15%
	RD067	54	20%	27	7%	27	33%

Nota: n: número de observações.

Para os afluentes (Tabela 77), assim como para o rio Doce, os desacordos mais relevantes (superiores a 20%) também ocorreram no período chuvoso, sendo mais elevados nas estações RD013 (rio Piranga) e RD040 (rio Corrente Grande).

A estação RD073, localizada no ribeirão do Sacramento, foi a que apresentou o maior percentual de desacordos (21%), quando considerado o período seco. Nas demais estações, os percentuais de desacordos variaram de 0 a 11%, para o mesmo período. Na avaliação dessa variável, destacou-se a diferença em se estudar somente o período total, em detrimento da separação das séries em período seco e chuvoso. Nesse contexto, as estações RD034, RD039, RD057 e RD065 não apresentariam desacordos de ordem mais relevante caso se considerasse o período total, situação esta que é alterada quando considerada a sazonalidade.

Tabela 77 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para o ferro dissolvido em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Ferro Dissolvido							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	33	0%	17	0%	16	0%
	RD071	29	0%	14	0%	15	0%
	RD013	36	36%	18	11%	18	61%
	RD018	61	25%	30	13%	31	35%
	RD073	29	28%	14	21%	15	33%
	RD034	32	19%	16	6%	16	31%
	RD039	45	16%	22	0%	23	30%
	RD040	32	25%	16	6%	16	44%
	RD089	30	13%	15	7%	15	20%
	RD057	54	13%	27	0%	27	26%
	RD065	54	20%	27	11%	27	30%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

As concentrações de ferro dissolvido ao longo do rio Doce não apresentaram variações consideráveis (Figura 234), sendo que os valores de mediana para o período total variaram de 0,106 a 0,155 mg/L. Valor de mediana mais baixo foi observado na estação RD083 (entre os municípios de Fernandes Tourinho e Periquito). Notou-se aumento nas concentrações no período chuvoso para todas as estações.

Em relação às estações no rio Doce, notou-se uma maior variação nas medianas quando comparadas com aquelas obtidas para as estações localizadas em afluentes (Figura 235). Os valores também tenderam a aumentar no período chuvoso. As estações RD013 (rio Piranga), RD018 (rio Casca) e RD073 (ribeirão Sacramento) foram as que apresentaram concentrações medianas mais elevadas, quando considerado o período total.

Figura 234 – Medianas das concentrações de ferro dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

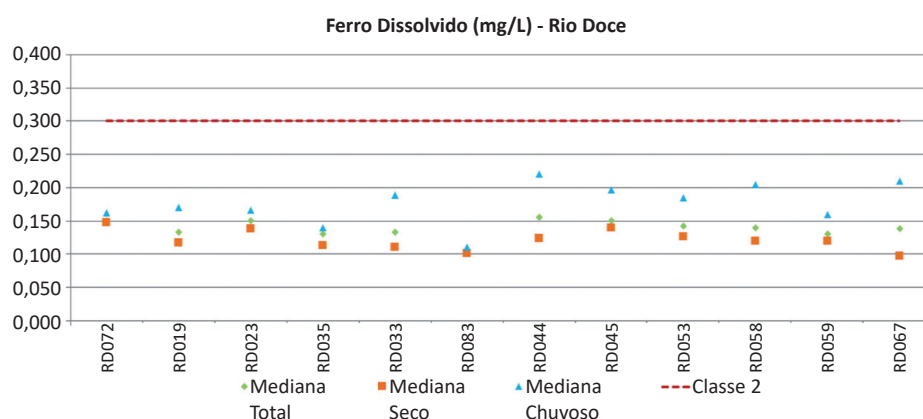
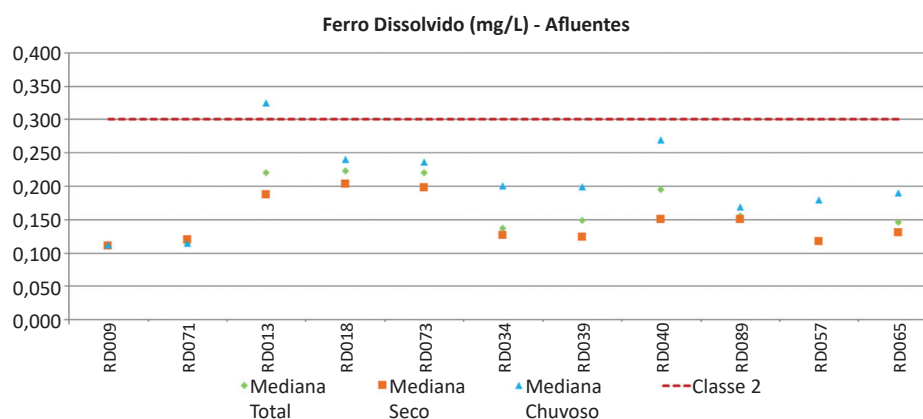


Figura 235 – Medianas das concentrações de ferro dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso nas estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.

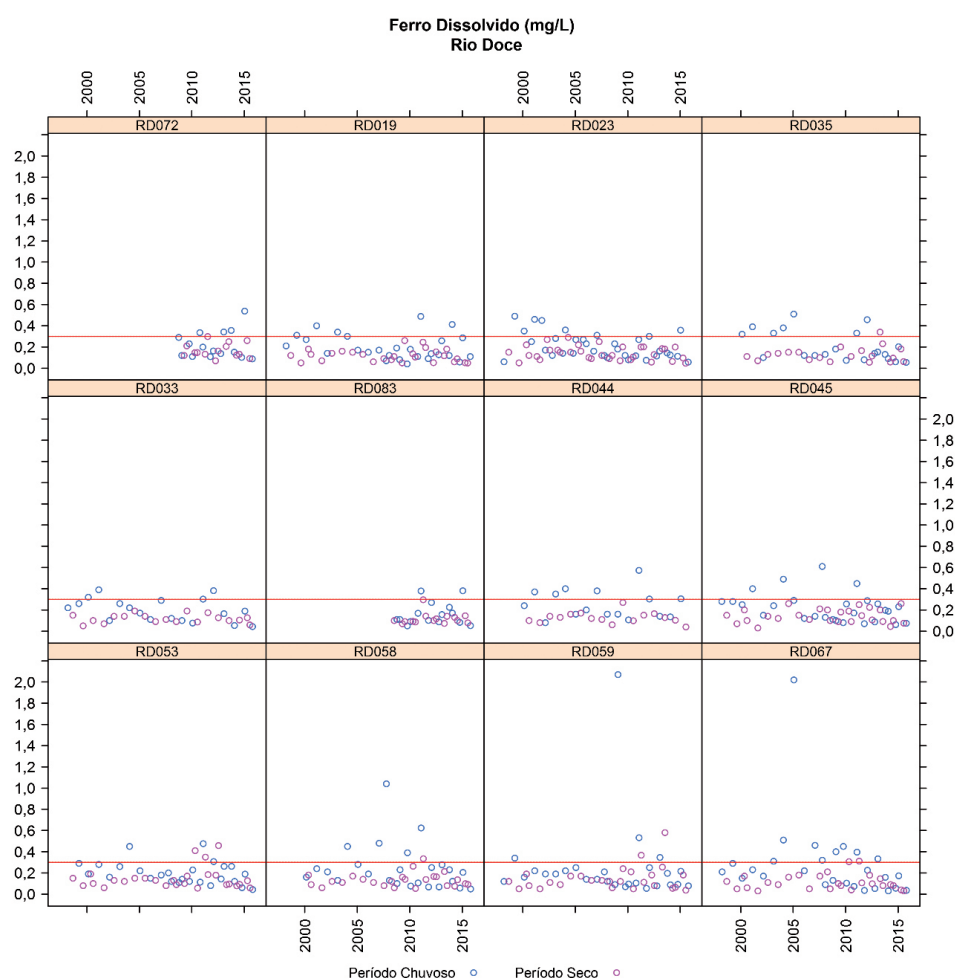


Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de ferro dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 236) e seus afluentes (Figura 237), de montante para jusante.

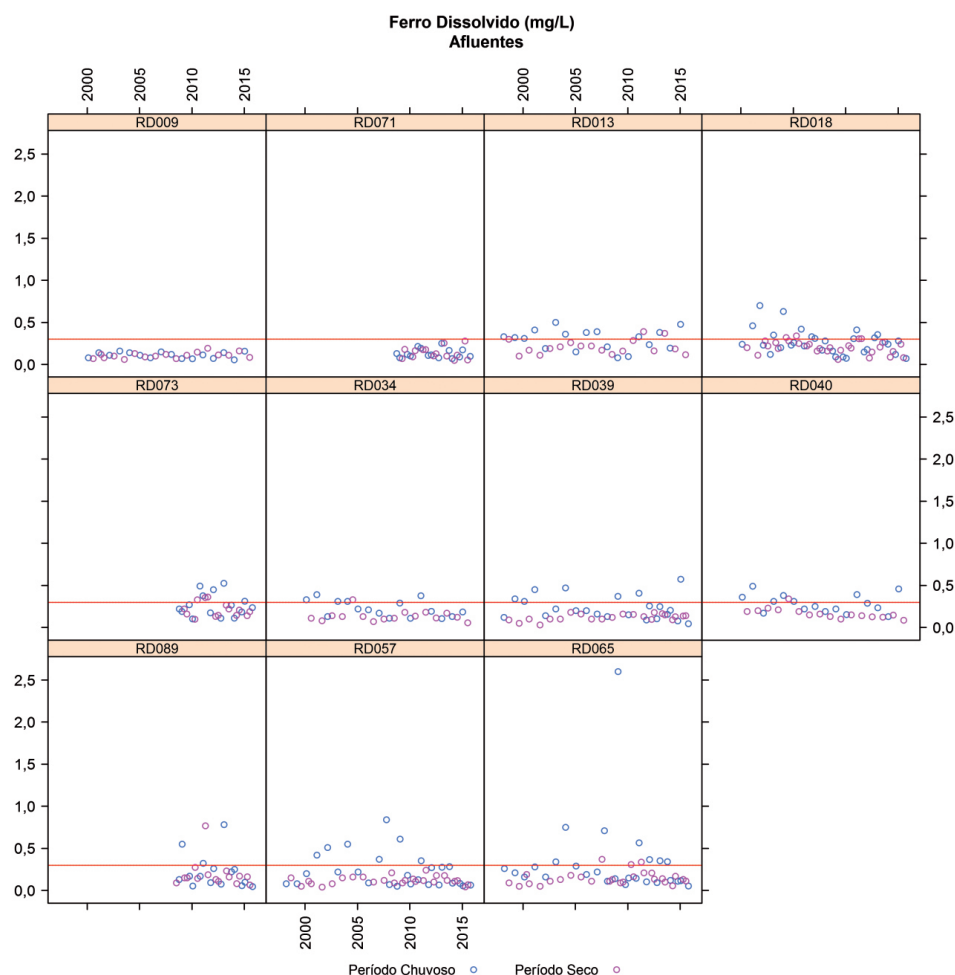
A partir da Figura 236, nota-se que a maioria das observações se encontra de acordo com o limite legislado, sendo as não conformidades registradas em sua grande maioria no período chuvoso. Nas estações mais a jusante, RD058 (Conselheiro Pena), RD059 (Resplendor) e RD067 (próximo a Aimorés), foram registradas concentrações mais elevadas de ferro dissolvido. De modo geral, as séries de dados não apresentaram grandes alterações ao longo do tempo, não sendo possível afirmar se houve uma tendência de aumento ou redução nas concentrações do parâmetro em questão.

Figura 236 – Gráficos de dispersão dos dados de ferro dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.



Em relação aos afluentes (Figura 237), as estações do rio do Carmo, RD009 e RD071, apresentaram séries mais homogêneas, sem desacordos em relação ao limite legislado. Para as demais estações, foram registrados desacordos em algum momento, em especial no período chuvoso. Nas estações RD018 (rio Casca), RD089 (rio Suaçuí Grande), RD057 (rio Caratinga) e RD065 (rio Manhuaçu), houve maior variação das concentrações de ferro dissolvido. Não se observaram alterações significativas em termos de tendência da série.

Figura 237 – Gráficos de dispersão dos dados de ferro dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento dos afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.16 Magnésio total

O magnésio apresenta propriedades químicas similares ao cálcio, porém é mais solúvel. A principal fonte de magnésio são os dolomitos (COSTA, 2001). É o segundo constituinte principal da dureza e, geralmente, compreende 15 a 20% da dureza total expressa como CaCO_3 .

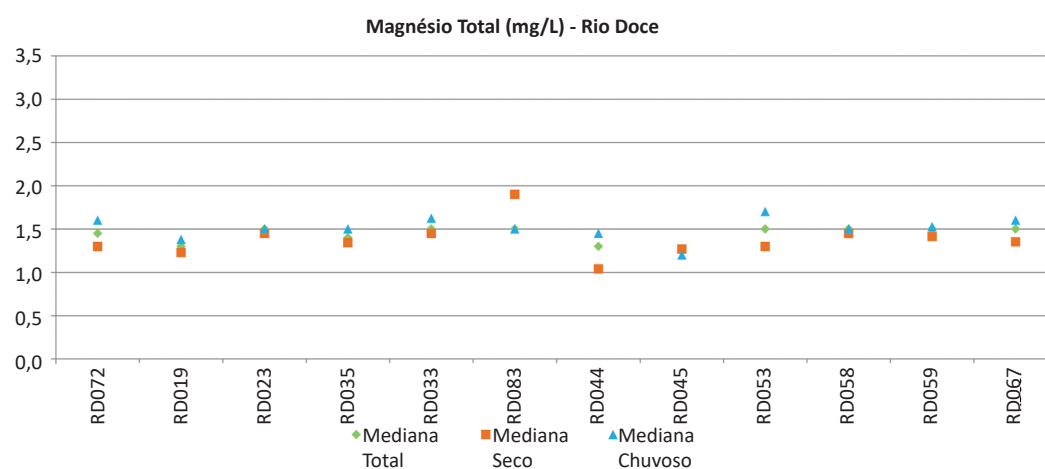
Na Resolução CONAMA nº 357/2005, não há limite legislado para a referida variável, de modo que não foram calculados percentuais de desacordos.

Avaliação espacial

A Figura 238 e a Figura 239 apresentam os valores de mediana de magnésio total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

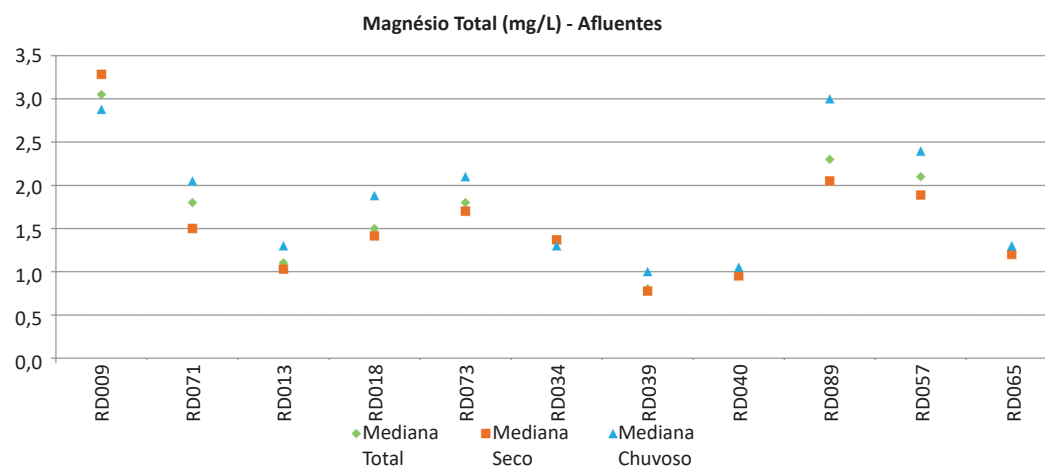
Para as estações do rio Doce (Figura 238), considerando-se as medianas do período total, observa-se que na estação RD019, situada após a UHE Risoleta Neves, houve uma redução de valores da referida variável. As concentrações de magnésio total voltaram a se elevar até a estação RD083 (entre os municípios de Fernandes Tourinho e Periquito). Na estação RD044, a jusante da UHE Baguari, novamente observou-se redução de valores. A partir desse local, os valores voltaram a se elevar e a ficar mais homogêneos. De modo geral, contudo, não foram observadas grandes alterações ao longo do rio. Para a grande maioria das estações, as medianas relativas ao período chuvoso foram superiores às daquelas do período seco.

Figura 238 – Medianas dos valores de magnésio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.



Para as estações situadas em tributários do rio Doce (Figura 239), os valores das medianas apresentaram maior variação espacialmente. Nas estações RD009 (rio do Carmo), RD089 (rio Suaçuí Grande) e RD057 (rio Caratinga), observaram-se os valores de mediana mais elevados. As medianas do período chuvoso foram superiores às do período seco, de modo geral.

Figura 239 – Medianas dos valores de magnésio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de magnésio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 240) e seus afluentes (Figura 241), de montante para jusante.

Para as estações do rio Doce (Figura 240), os dados apresentaram-se dispersos ao longo do tempo, sem tendência à redução ou incremento de valores. Para a maioria das estações, as concentrações de magnésio total variaram de 0,20 a 3,00 mg/L. Para as estações RD035 (no município de Santana do Paraíso) e RD044 (em Governador Valadares), registraram-se os maiores valores: 3,70 e 4,40 mg/L, os quais ocorreram de modo pontual.

Para as estações situadas em tributários do rio Doce (Figura 241), os dados também se apresentaram dispersos ao longo do tempo, sem tendência à redução ou incremento de valores. Para a maioria das estações, as concentrações de magnésio total variaram de 0,20 a 3,00 mg/L, assim como para o rio Doce. Para as estações RD009 (rio do Carmo) e RD057 (rio Caratinga), registraram-se os maiores valores: 7,80 e 5,20 mg/L. Ao se avaliar a série de dados da estação RD009, observou-se que esta apresentou valores mais elevados, de modo geral.

Figura 240 – Gráficos de dispersão dos dados de magnésio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

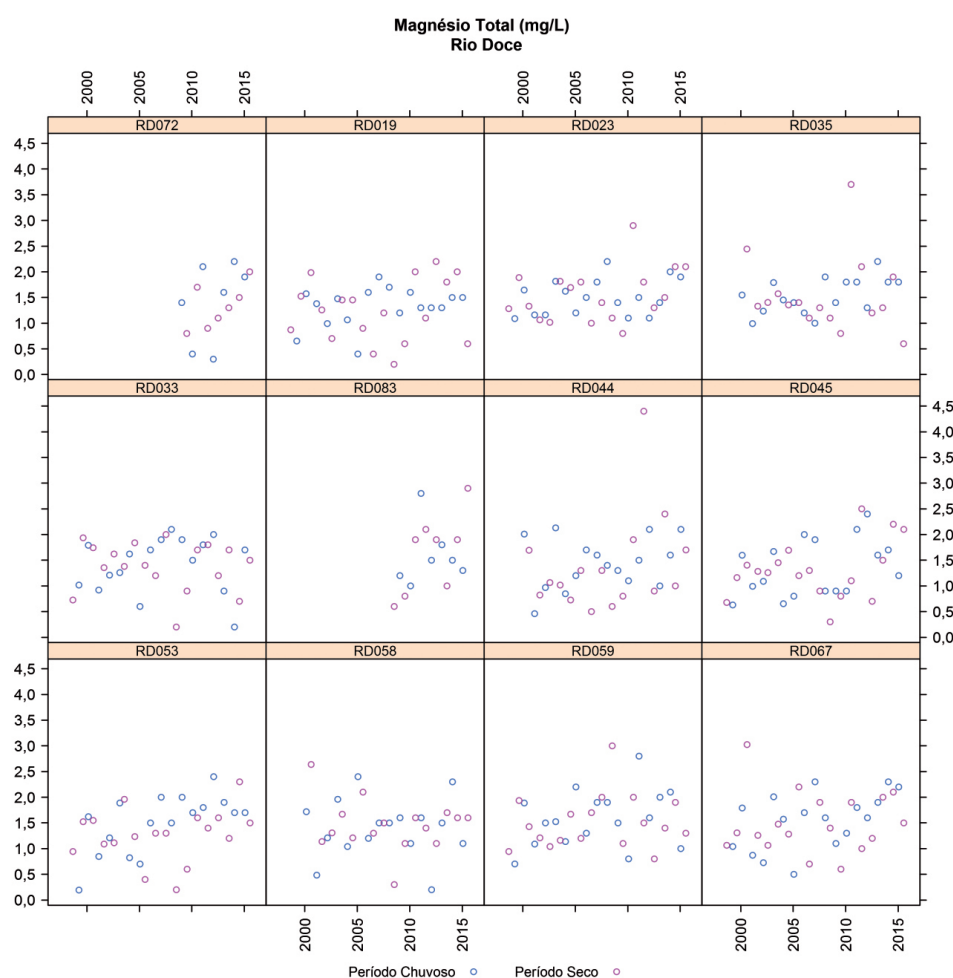
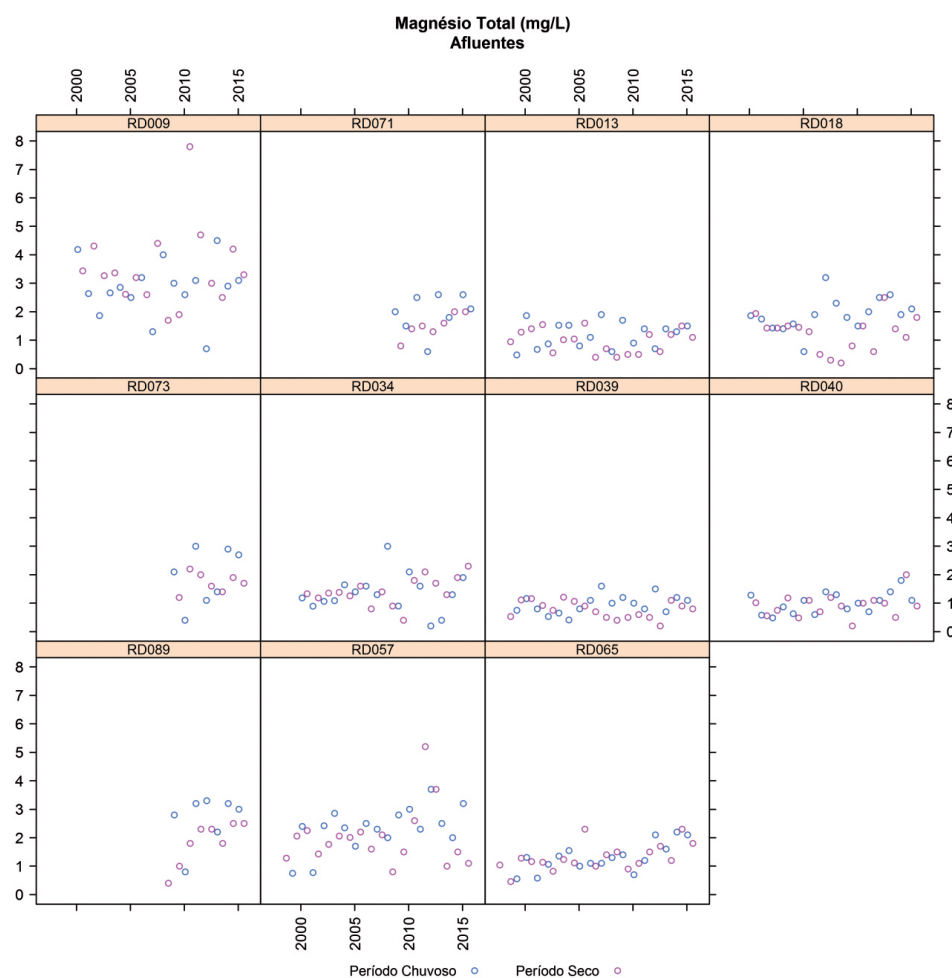
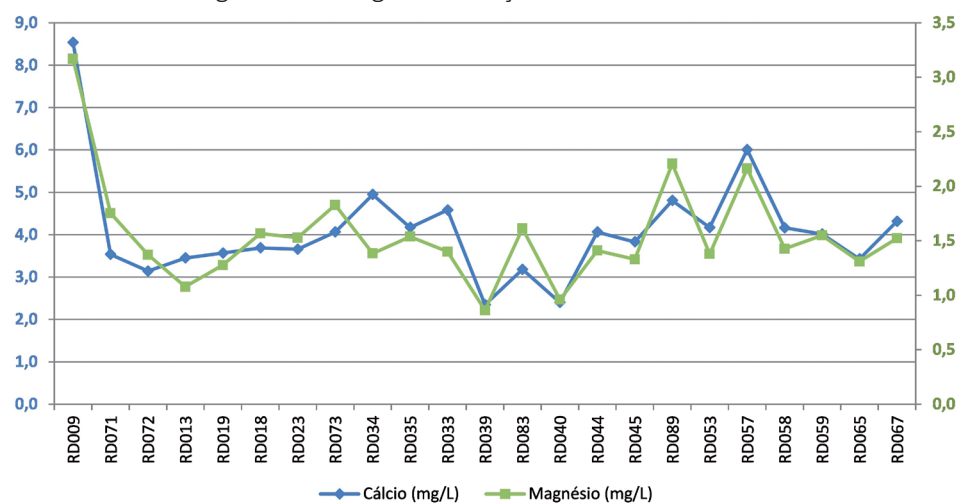


Figura 241 – Gráficos de dispersão dos dados de magnésio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



No gráfico da Figura 242, pode-se verificar uma tendência de valores médios similares entre os íons cálcio e magnésio na grande maioria dos pontos analisados, podendo-se inferir, também, por um possível intemperismo de rochas dolomíticas ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.

Figura 242 – Comparação entre os dados médios de cálcio e magnésio ao longo das estações de monitoramento.



2.2.3.3.17 Manganês total

Segundo Libânio (2005), o manganês é um metal oriundo da dissolução de rochas e solo. Apesar de menos abundante que o ferro, quando encontrado no ambiente, é normalmente associado ao ferro. Apresenta forma dissolvida (Mn^{2+}) e insolúvel (Mn^{4+}), sendo a soma de ambas as frações a determinada como total. Inconvenientes associados à presença de concentrações elevadas de manganês nas águas estão relacionados a questões estéticas, por produzir manchas em utensílios e tecidos.

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, concentrações de manganês total em rios de Classe 2 não devem ultrapassar 0,1 mg/L. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado. Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 78) e seus afluentes (Tabela 79), de montante para jusante.

Para o período total, observou-se para as estações no rio Doce (Tabela 78) percentuais de desacordos superiores a 20% em todas as estações de monitoramento, com exceção da estação RD083 (localizada entre os municípios de Fernandes Tourinho e Periquito). Os percentuais de desacordos variaram de 10 a 64% entre as estações.

Ao se analisar o período seco, de modo geral, os percentuais de desacordos diminuíram. Para o período chuvoso, ao contrário, os percentuais de desacordos tenderam a aumentar, variando de 13 a 82%.

Tabela 78 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para manganês total rio Doce.

Rio Doce							
Manganês Total							
Estações de monitoramento n	Total			Seco		Chuvoso	
	% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos		
MG	RD072	29	38%	14	36%	15	40%
	RD019	68	49%	34	50%	34	47%
	RD023	68	60%	34	56%	34	65%
	RD035	45	64%	23	48%	22	82%
	RD033	68	60%	34	56%	34	65%
	RD083	30	10%	15	7%	15	13%
	RD044	45	44%	23	26%	22	64%
	RD045	68	32%	34	26%	34	38%
	RD053	67	34%	34	26%	33	42%
	RD058	32	38%	16	13%	16	63%
	RD059	36	22%	18	6%	18	39%
	RD067	36	25%	18	6%	18	44%

Nota: n: número de observações.

Para os afluentes (Tabela 79), das 11 estações monitoradas, 8 apresentaram percentuais de desacordos superiores a 20% no período total para o manganês total. As estações localizadas no rio do Carmo, RD009 e RD071, foram as que apresentaram maior percentual de desacordos: 100 e 66%, respectivamente. Ressalta-se que o rio Doce é formado pela confluência do rio do Carmo e do rio Piranga. O percentual de desacordos neste último foi de 22%, no período considerado. As estações RD039 (rio Santo Antônio), RD040 (rio Corrente Grande) e RD089 (rio Suaçuí Grande) apresentaram percentuais de desacordos menores (entre 5% e 20%) e estão localizadas entre os municípios de Naque e Governador Valadares.

Para o período seco, observou-se a diminuição dos percentuais de desacordos, de modo geral. Em especial, para as estações RD013 (rio Piranga), RD057 (rio Caratinga) e RD065 (rio Manhuaçu), a queda dos percentuais de desacordos foi mais considerável. De modo oposto, para o período chuvoso, a tendência foi de aumento dos percentuais de desacordos. Convém destacar que, para as estações do rio do Carmo, os percentuais de desacordos foram relevantes tanto no período seco quanto no chuvoso.

Tabela 79 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para o manganês total em afluentes do rio Doce.

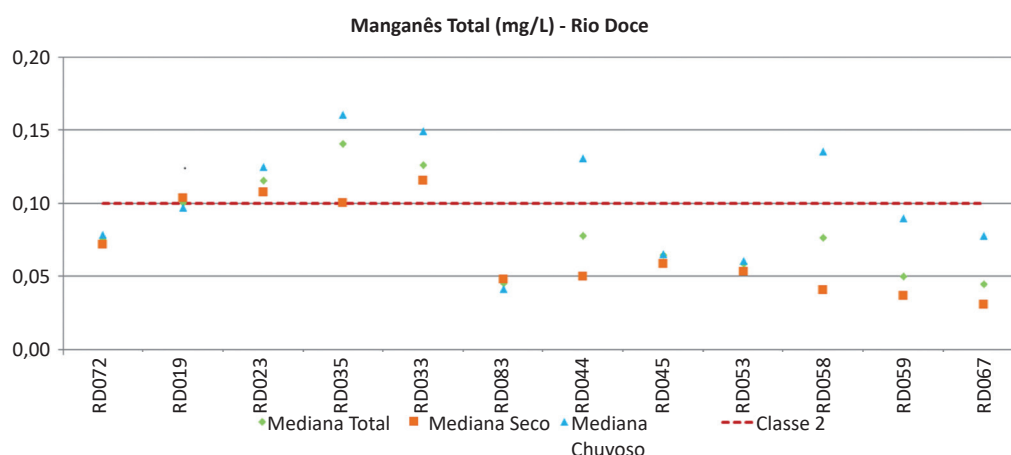
Afluentes							
Manganês Total							
Estações de monitoramento n	Total		Seco		Chuvoso		
	% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	n	
MG	RD009	45	100%	23	100%	22	100%
	RD071	29	66%	14	57%	15	73%
	RD013	37	22%	19	0%	18	44%
	RD018	62	35%	31	26%	31	45%
	RD073	29	41%	14	29%	15	53%
	RD034	45	38%	23	22%	22	55%
	RD039	56	5%	28	4%	28	7%
	RD040	45	20%	23	22%	22	18%
	RD089	30	10%	15	7%	15	13%
	RD057	36	42%	18	6%	18	78%
	RD065	36	25%	18	0%	18	50%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 243 e a Figura 244 apresentam os valores de mediana de manganês total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

Figura 243 – Medianas das concentrações de manganês total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

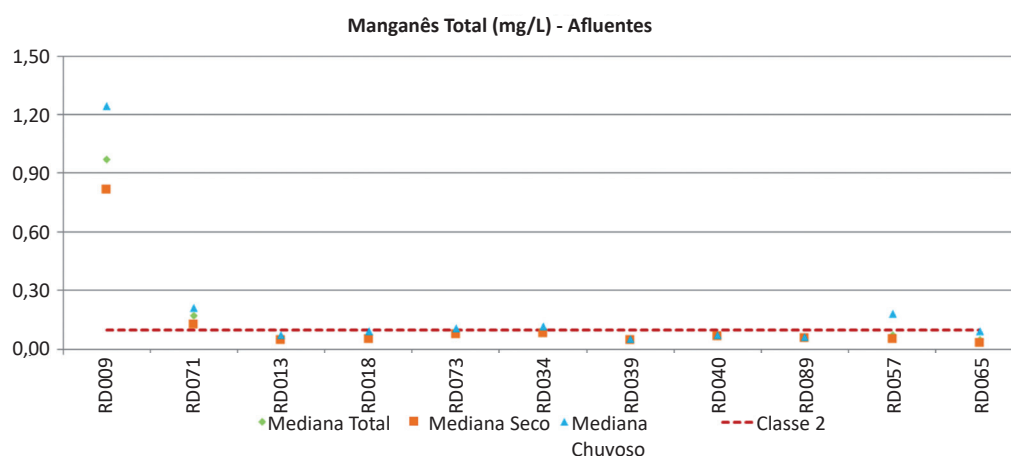


De acordo com a Figura 243, observou-se maior variação de concentrações de manganês total ao longo das estações do rio Doce. Considerando as medianas das concentrações do período total, notaram-se valores mais elevados até a estação RD033, a jusante de Ipatinga/MG. Na estação RD083, entre os municípios de Fernandes Tourinho/MG e Periquito/MG, houve uma redução na concentração de manganês. A partir desse local, os valores apresentaram-se mais homogêneos, com exceção das estações RD044 (em Governador Valadares/MG) e RD058 (em Conselheiro Pena/MG) total, onde ainda se encontraram valores mais elevados.

Além disso, para as estações RD072, RD019, RD083, RD045 e RD053, observou-se que não houve variação significativa entre os períodos total, seco e chuvoso. Para as demais estações, a tendência foi de se ter maiores concentrações no período chuvoso.

Para os afluentes (Figura 244), observaram-se valores medianos mais elevados para as estações de montante, no rio do Carmo (RD009 e RD071). A partir dessas estações, os valores das medianas decresceram e se tornaram mais homogêneos, variando de 0,043 a 0,089 mg/L, no período total.

Figura 244 – Medianas das concentrações de manganês total para os períodos total, seco e chuvoso nas estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.

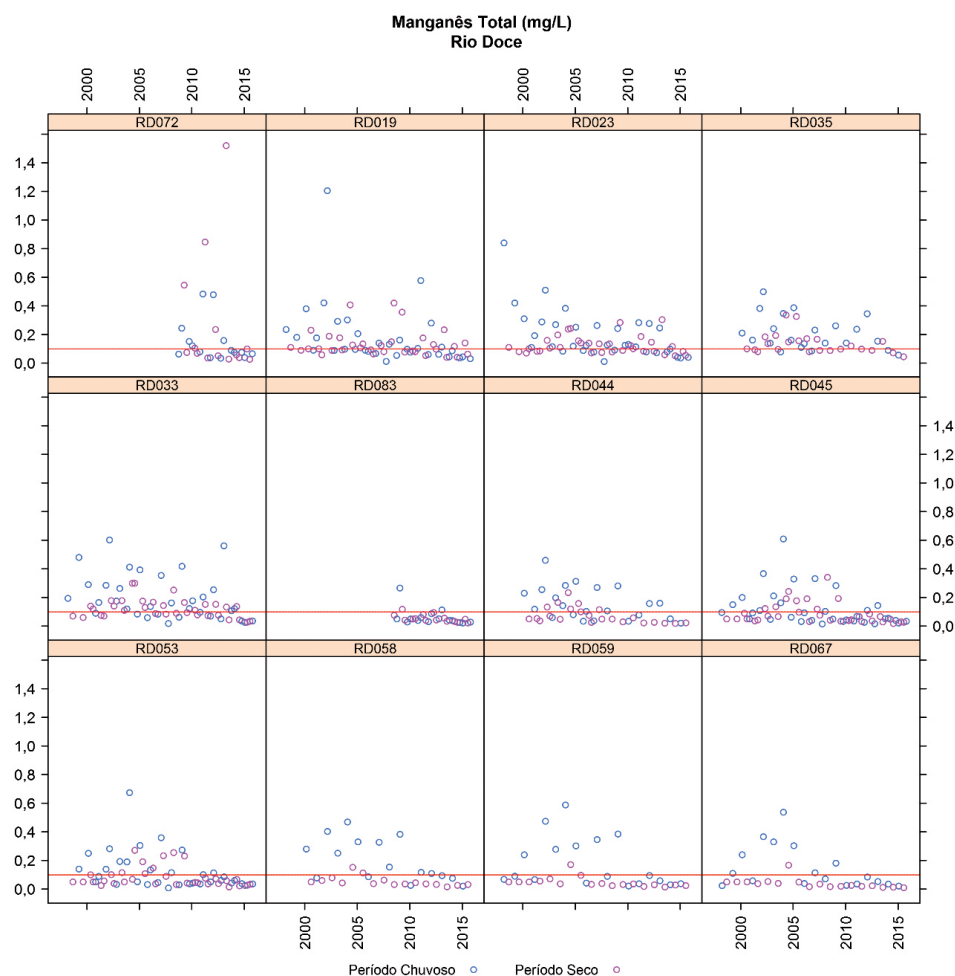


Avaliação temporal

A Figura 245 apresenta o gráfico de dispersão das concentrações de manganês total distribuídas ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce, de montante para jusante. A Figura 246 faz a mesma apresentação, mas relacionada aos afluentes do rio Doce.

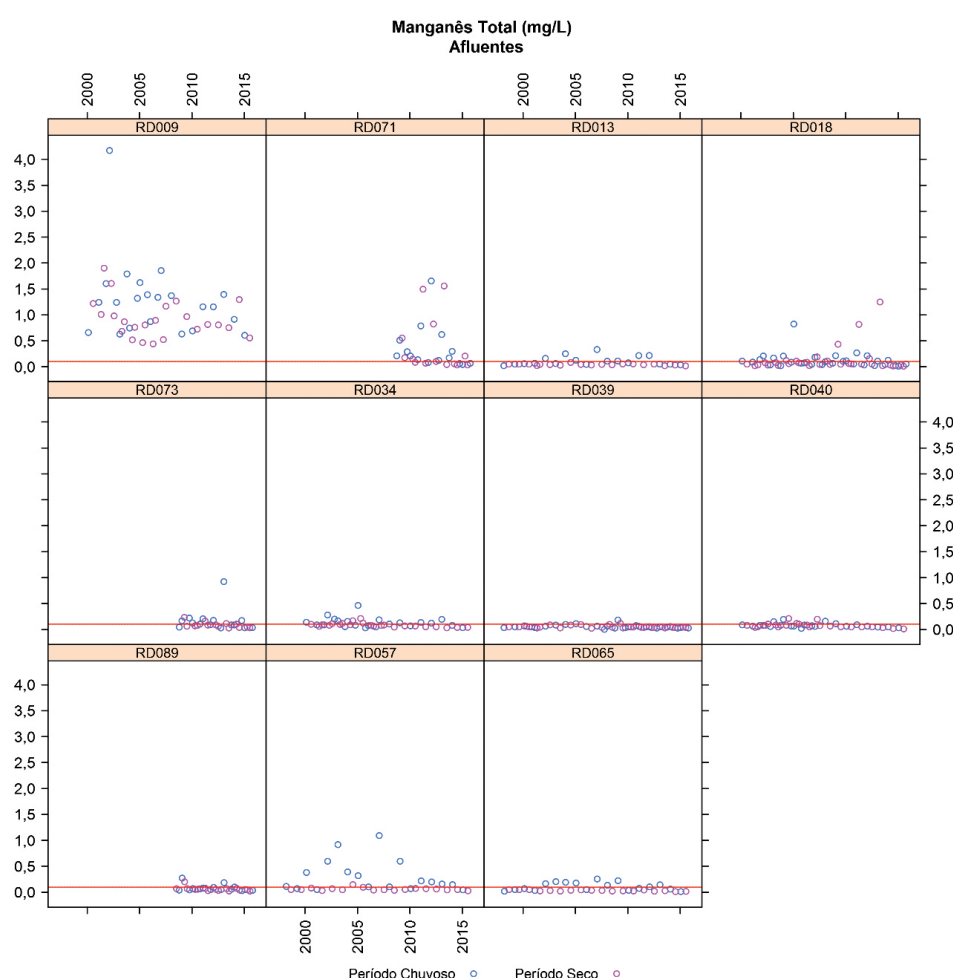
Temporalmente, os dados apresentaram-se mais dispersos. Apesar de ser possível observar, em vários momentos ao longo da série histórica, concentrações superiores a 0,1 mg/L, notou-se que, nos últimos eventos monitorados antes da data de rompimento da barragem de Fundão, os valores de manganês total ao longo do rio Doce (Figura 245) já apresentavam maior conformidade com o limite legislado, de modo geral.

Figura 245 – Gráficos de dispersão dos dados de manganês total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.



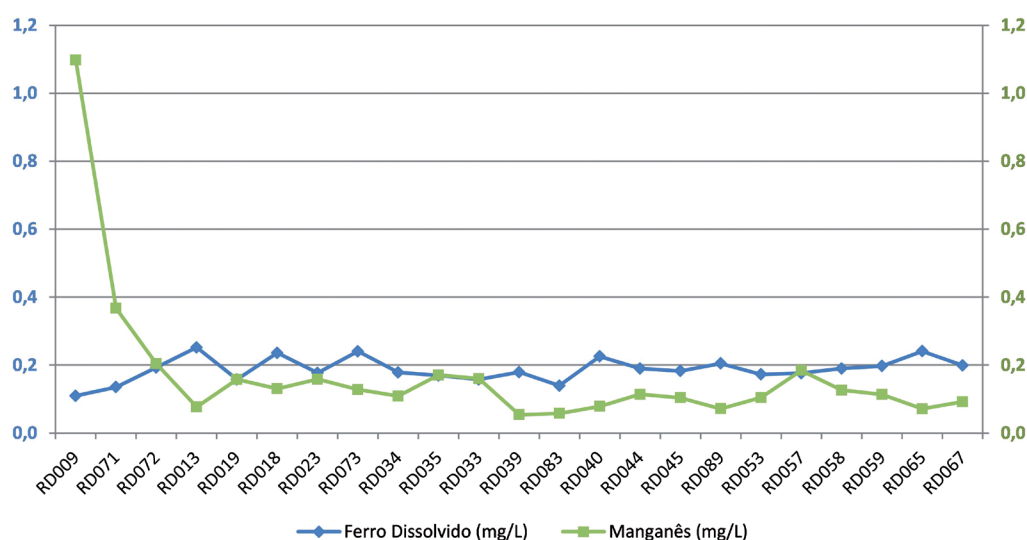
Para os afluentes (Figura 246), as estações RD009 e RD071 (rio do Carmo) apresentaram os maiores valores de manganês total na série histórica. Na sequência, foram consideradas as estações RD018 (rio Casca) e RD057 (rio Caratinga) em termos de expressividade de desacordos. As estações RD013, RD073, RD034, RD039, RD040, RD089 e RD065 apresentaram maior homogeneidade na série, com desacordos em algum momento do período monitorado. Assim como observado para as estações no rio Doce, notou-se que, nos últimos eventos monitorados antes da data de rompimento da barragem de Fundão, os valores de manganês total já apresentavam maior conformidade com o limite legislado, de modo geral.

Figura 246 – Gráficos de dispersão dos dados de manganês total ao longo do tempo para as estações de monitoramento dos afluentes do rio Doce.



Pela análise dos dados apresentados na forma gráfica dos elementos químicos manganês total e do ferro dissolvido (Figura 247), não foram constatadas tendências similares ao longo das estações de amostragem, talvez, em virtude de não ter sido comparado o ferro total, já que ambos, o manganês total e o ferro total, podem ter a mesma origem litológica. Oliveira (2016) inferiu em sua pesquisa que o manganês é um elemento químico cuja concentração ou teor acompanha a do ferro, em virtude de seu comportamento geoquímico, e que sua concentração em água natural fica, na média, abaixo de 0,200 mg/L.

Figura 247 – Comparação entre os dados médios de ferro dissolvido e manganês total ao longo das estações de monitoramento.



2.2.3.3.18 Mercúrio total

Segundo Baird (2002), a propriedade incomum do mercúrio de ser metal em forma líquida é um dos principais motivos da extração e uso desse metal. As fontes antropogênicas de mercúrio são garimpos, laboratórios (odontológicos, químicos), fabrico de explosivos, lâmpadas, instrumentos científicos, fungicidas, inseticidas e bactericidas. O composto mais comum de mercúrio combinado com outros elementos é o metilmercúrio (CH_3Hg). Esse composto é bioacumulável, podendo ser transferido via cadeia alimentar (por exemplo, o homem se alimentando de peixes contaminados com mercúrio) (MARTINS, 2005).

Segundo Tinôco et al. (2010), o mercúrio total pode ser consequente dos processos de mineração do ouro que existiram na região desde o século XIX.

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, concentrações de mercúrio total não devem ultrapassar 0,0002 mg/L (ou 0,2 µg/L) em rios de Classe 2. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado. O limite de quantificação do método utilizado foi de 0,2 µg/L.

Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 80) e seus afluentes (Tabela 81), de montante para jusante.

De acordo com a Tabela 80, nas estações do rio Doce, somente se registrou desacordo com o limite legislado na estação RD059 (no município de Resplendor), o qual ocorreu em uma campanha, em particular. Para os tributários (Tabela 81), desacordos com o limite legislado foram registrados nas estações RD009 (rio do Carmo), RD089 (rio Suaçuí Grande) e RD065 (rio Manhuaçu), os quais também ocorreram pontualmente.

Tabela 80 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para mercúrio total no rio Doce.

Rio Doce							
Mercúrio Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD072	29	0%	14	0%	15	0%
	RD019	36	0%	18	0%	18	0%
	RD023	36	0%	18	0%	18	0%
	RD035	33	0%	16	0%	17	0%
	RD033	37	0%	18	0%	19	0%
	RD083	15	0%	8	0%	7	0%
	RD044	32	0%	16	0%	16	0%
	RD045	37	0%	18	0%	19	0%
	RD053	36	0%	18	0%	18	0%
	RD058	32	0%	16	0%	16	0%
	RD059	37	3%	18	0%	19	5%
	RD067	35	0%	18	0%	17	0%

Nota: n: número de observações.

Tabela 81 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para mercúrio total em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Mercúrio Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	63	2%	31	3%	32	0%
	RD071	29	0%	14	0%	15	0%
	RD013	36	0%	18	0%	18	0%
	RD018	32	0%	16	0%	16	0%
	RD073	29	0%	14	0%	15	0%
	RD034	32	0%	16	0%	16	0%
	RD039	35	0%	18	0%	17	0%
	RD040	32	0%	16	0%	16	0%
	RD089	15	7%	8	0%	7	14%
	RD057	37	0%	19	0%	18	0%
	RD065	36	3%	18	0%	18	6%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 248 e a Figura 249 apresentam os valores de mediana de mercúrio total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

Tanto nas estações do rio Doce (Figura 248) quanto naquelas situadas em seus tributários (Figura 249), as medianas apresentaram valor de 0,2 µg/L (ou 0,0002 mg/L) para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso).

Figura 248 – Medianas dos valores de mercúrio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

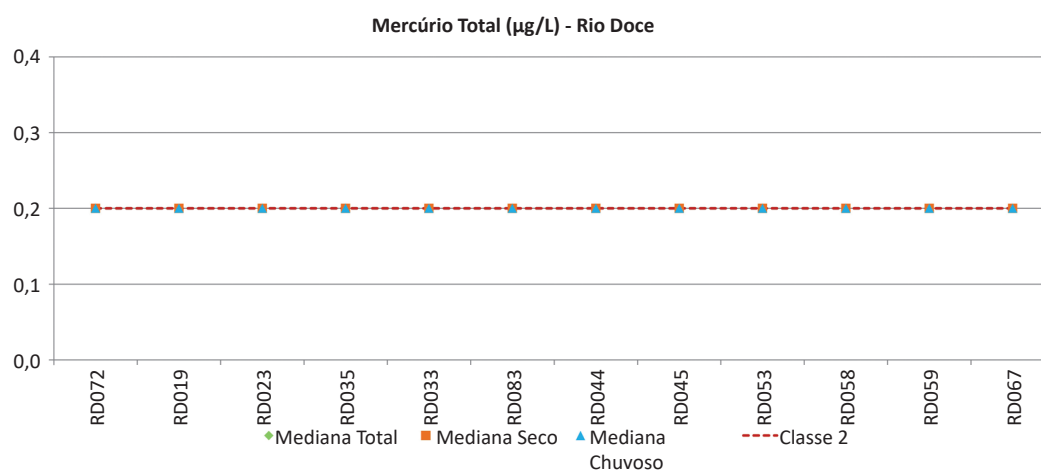
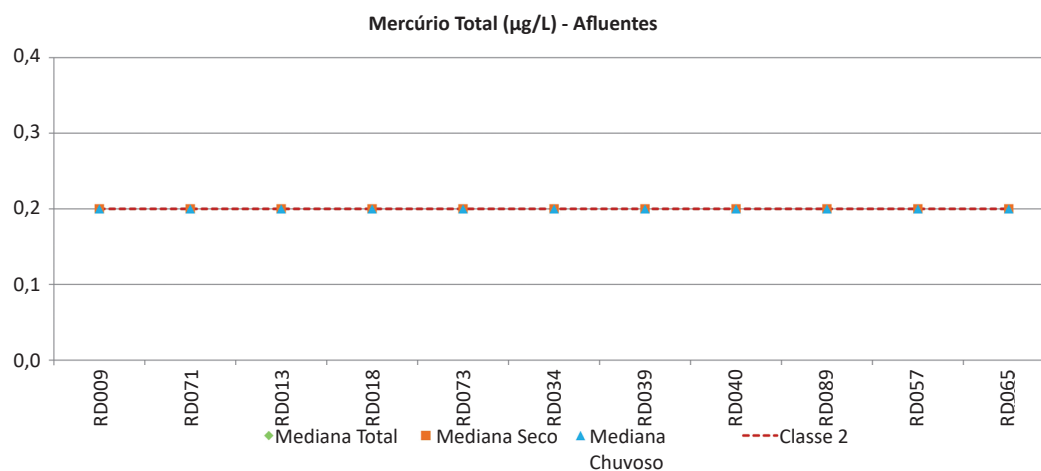


Figura 249 – Medianas dos valores de mercúrio total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.

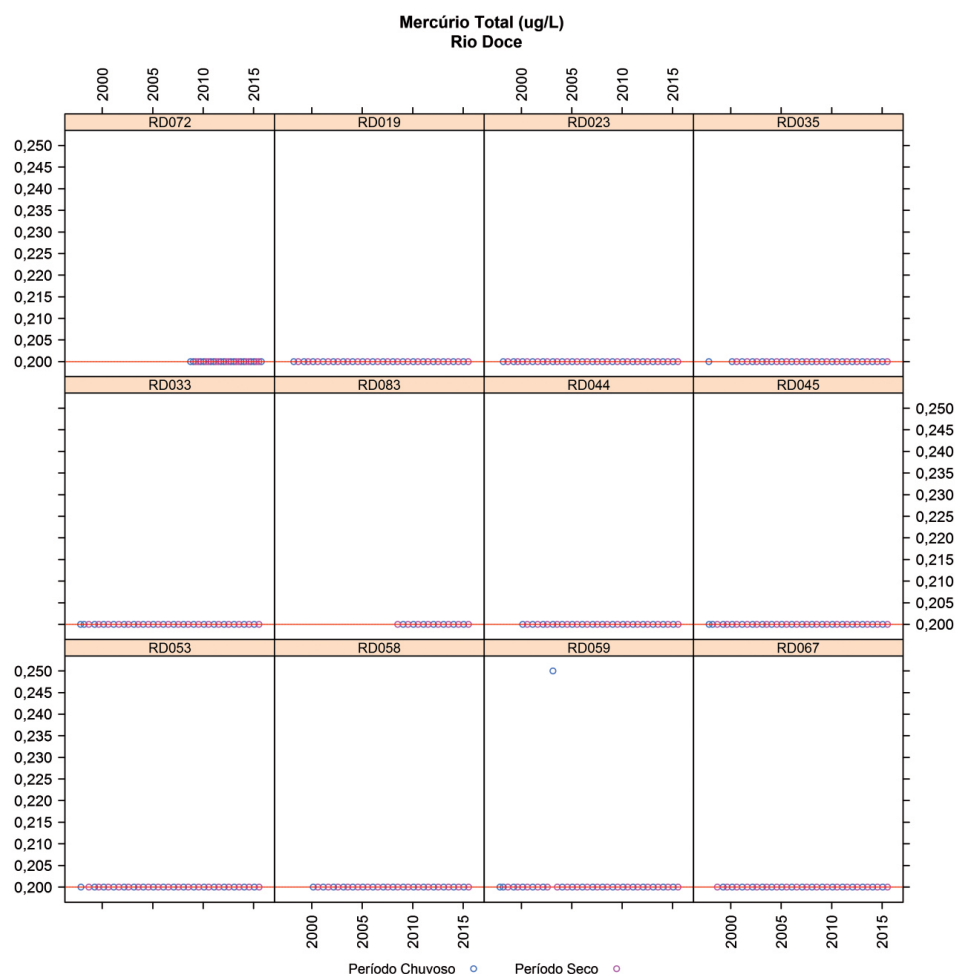


Conforme comentado no item 2.2.2.1.2, quando os resultados das análises dos parâmetros de qualidade de água resultaram em “inferior ao limite de quantificação (LQ)”, utilizou-se o próprio valor do LQ para fins de cálculo. Ou seja, originalmente os dados de mercúrio total resultaram em < 0,2 µg/L, mas, para fins de cálculo, adotou-se o valor de 0,2 µg/L.

Avaliação temporal

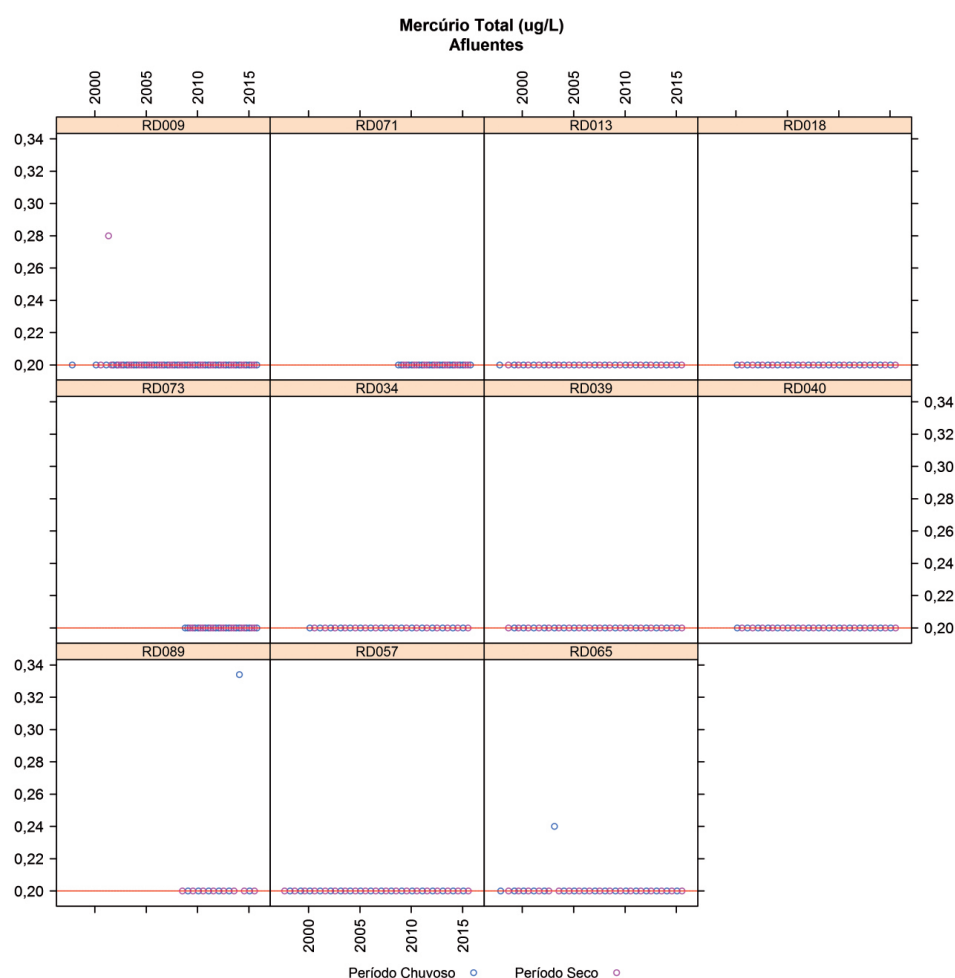
Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de mercúrio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 250) e seus afluentes (Figura 251), de montante para jusante.

Figura 250 – Gráficos de dispersão dos dados de mercúrio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.



De modo geral, as concentrações de mercúrio total tenderam ao limite de quantificação do método (0,2 µg/L), na maior parte do monitoramento, para as estações situadas no rio Doce (Figura 250) e tributários (Figura 251). Valores superiores a este foram registrados pontualmente: estação RD059 (rio Doce: 0,25 µg/L), RD009 (rio do Carmo: 0,28 µg/L), RD089 (rio Suaçuí Grande: 0,33 µg/L) e RD065 (rio Manhuaçu: 0,24 µg/L).

Figura 251 – Gráficos de dispersão dos dados de mercúrio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.19 Níquel total

A origem mais comum de níquel ao ambiente, a partir de fontes antropogênicas, é a queima de combustíveis. Também envolvem o uso desse metal as atividades de mineração e fundição do metal, produção de baterias (Ni-Cd), fusão e modelagem de ligas, indústrias de eletrodeposição, fabricação de alimentos (MARTINS, 2005; CETESB, 2016).

Conforme comentado anteriormente, para Bernardes et al. (1990) e Cotrim (1991) apud Sigolo (1998), os resíduos gerados nos processos de tratamento de esgotos e, portanto, o seu não tratamento e seus lançamentos em lençóis freáticos, nas regiões de drenagens etc., podem causar contaminações ambientais por metais pesados como o níquel (Ni), entre outros. Também, para Eleutério (1997), nos sedimentos do ribeirão do Carmo, um dos afluentes do rio Doce, os elementos Ni, Hg, As, Pb, Zn, Cu, Cd, Co, Cr e Li podem ter sido oriundos da atividade extrativo-mineral, sobretudo daquelas ocorridas no passado.

Avaliação de não conformidades

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, concentrações de níquel total não devem ultrapassar 0,025 mg/L em rios de Classe 2. Nesse contexto, foi avaliada a série histórica de dados do IGAM no que diz respeito aos percentuais de desacordos em relação ao limite legislado. O limite de quantificação do método utilizado foi de 0,004 mg/L.

Os percentuais de desacordos foram calculados, considerando-se o período total amostrado, o período seco e o período chuvoso, para as estações localizadas no rio Doce (Tabela 82) e seus afluentes (Tabela 83), de montante para jusante.

Tabela 82 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para níquel total no rio Doce.

Rio Doce						
Níquel Total						
Estações de monitoramento n	Total		Seco		Chuvoso	
	% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	n
MG	RD072	29	0%	14	0%	15
	RD019	36	3%	18	0%	18
	RD023	36	0%	18	0%	18
	RD035	32	0%	16	0%	16
	RD033	35	0%	18	0%	17
	RD083	15	0%	8	0%	7
	RD044	32	0%	16	0%	16
	RD045	35	0%	18	0%	17
	RD053	35	0%	18	0%	17
	RD058	32	0%	16	0%	16
	RD059	35	0%	18	0%	17
	RD067	35	0%	18	0%	17

Nota: n: número de observações.

De modo geral, não se observaram desacordos para a maioria das estações de monitoramento de qualidade da região de estudo.

De acordo com a Tabela 82, no rio Doce, registrou-se percentual de desacordo de 6% com o limite legislado somente na estação RD019 (entre os municípios de Rio Casca e São Domingos do Prata), no período chuvoso.

Para os tributários (Tabela 83), percentuais de desacordos com o limite legislado de 7, 14 e 18% foram registrados nas estações RD073 (ribeirão Sacramento), RD089 (rio Suaçuí Grande) e RD057 (rio Caratinga), respectivamente. Os desacordos ocorreram no período chuvoso.

Tabela 83 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para níquel total em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Níquel Total							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	45	0%	23	0%	22	0%
	RD071	29	0%	14	0%	15	0%
	RD013	35	0%	18	0%	17	0%
	RD018	32	0%	16	0%	16	0%
	RD073	29	3%	14	0%	15	7%
	RD034	32	0%	16	0%	16	0%
	RD039	35	0%	18	0%	17	0%
	RD040	32	0%	16	0%	16	0%
	RD089	15	7%	8	0%	7	14%
	RD057	35	9%	18	0%	17	18%
	RD065	36	0%	18	0%	18	0%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

A Figura 252 e a Figura 253 apresentam os valores de mediana de níquel total para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

De modo geral, tanto nas estações do rio Doce (Figura 252) quanto naquelas situadas em seus tributários (Figura 253), as medianas apresentaram valor de 0,004 mg/L para os três períodos avaliados (total, seco e chuvoso), não indicando variação espacial. Em algumas estações do rio Doce (RD019, RD023, RD035, RD033, RD058), as medianas do período chuvoso foram ligeiramente mais elevadas: 0,005 mg/L.

Figura 252 – Medianas dos valores de níquel total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

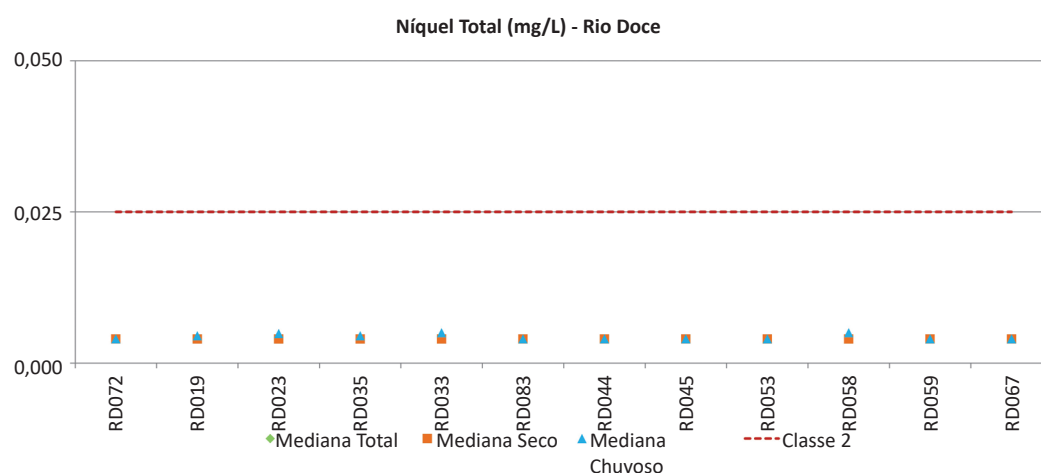
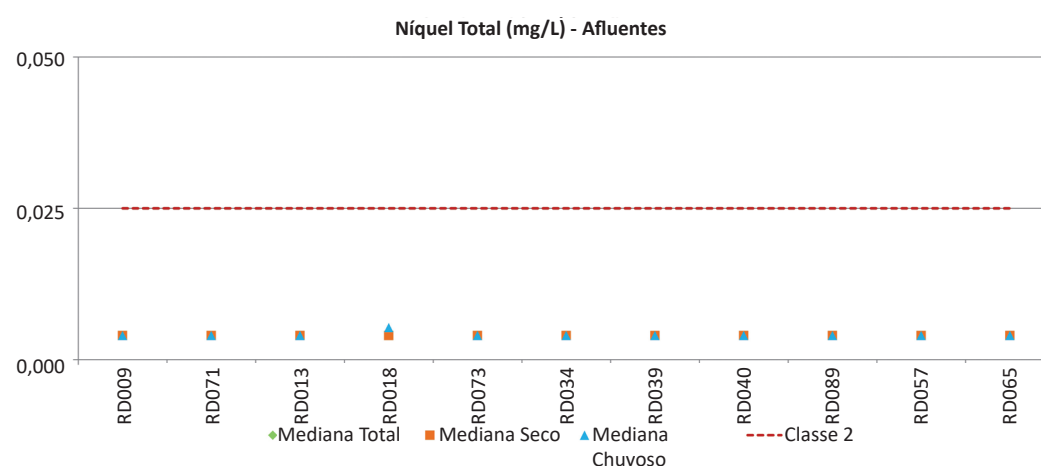


Figura 253 – Medianas dos valores de níquel total para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de mercúrio total ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 254) e seus afluentes (Figura 255), de montante para jusante.

De modo geral, observou-se – tanto para as estações localizadas no rio Doce (Figura 254) quanto para aquelas em seus afluentes (Figura 255) – que a base da nuvem de pontos foi formada por valores iguais a 0,004 mg/L. Esse valor foi o que mais ocorreu nas séries de dados. Ademais, os dados apresentaram-se dispersos ao longo do tempo, sem tendências significativas a aumentos ou reduções nas concentrações. Na estação RD057 (rio Caratinga), observaram-se os valores mais elevados, com máximo de 0,048 mg/L.

Figura 254 – Gráficos de dispersão dos dados de níquel total ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

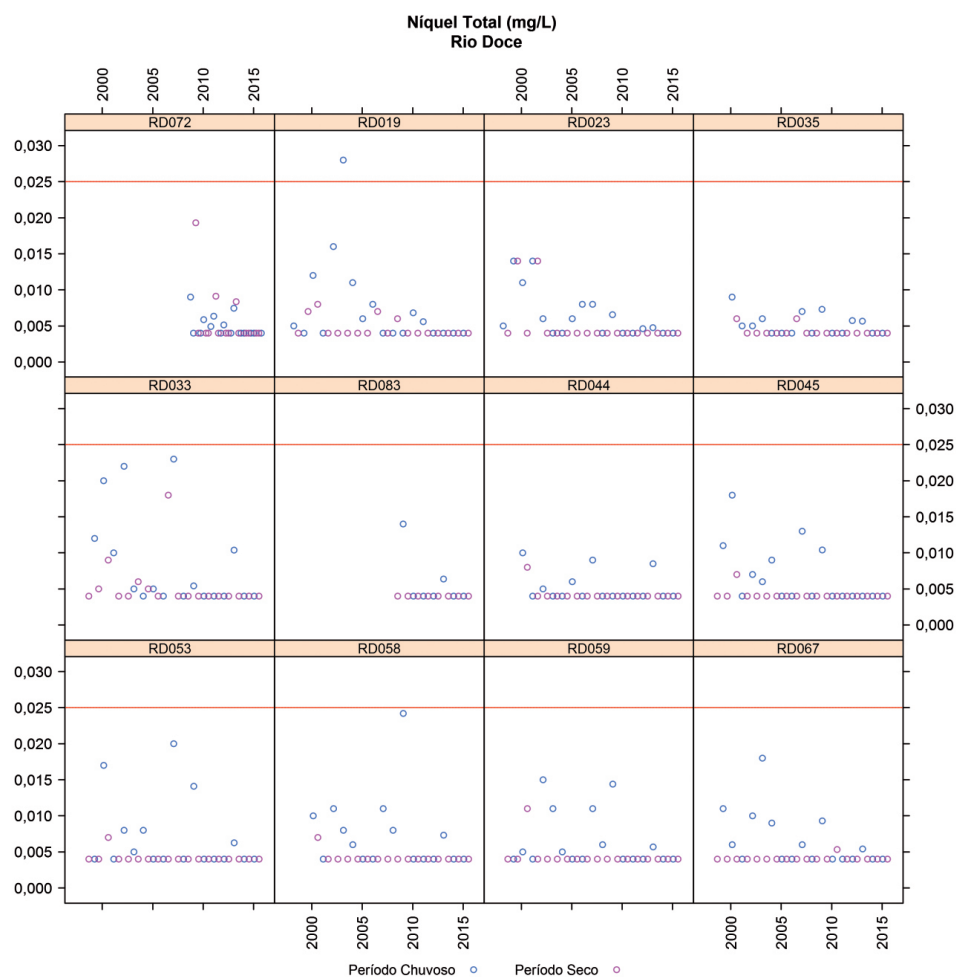
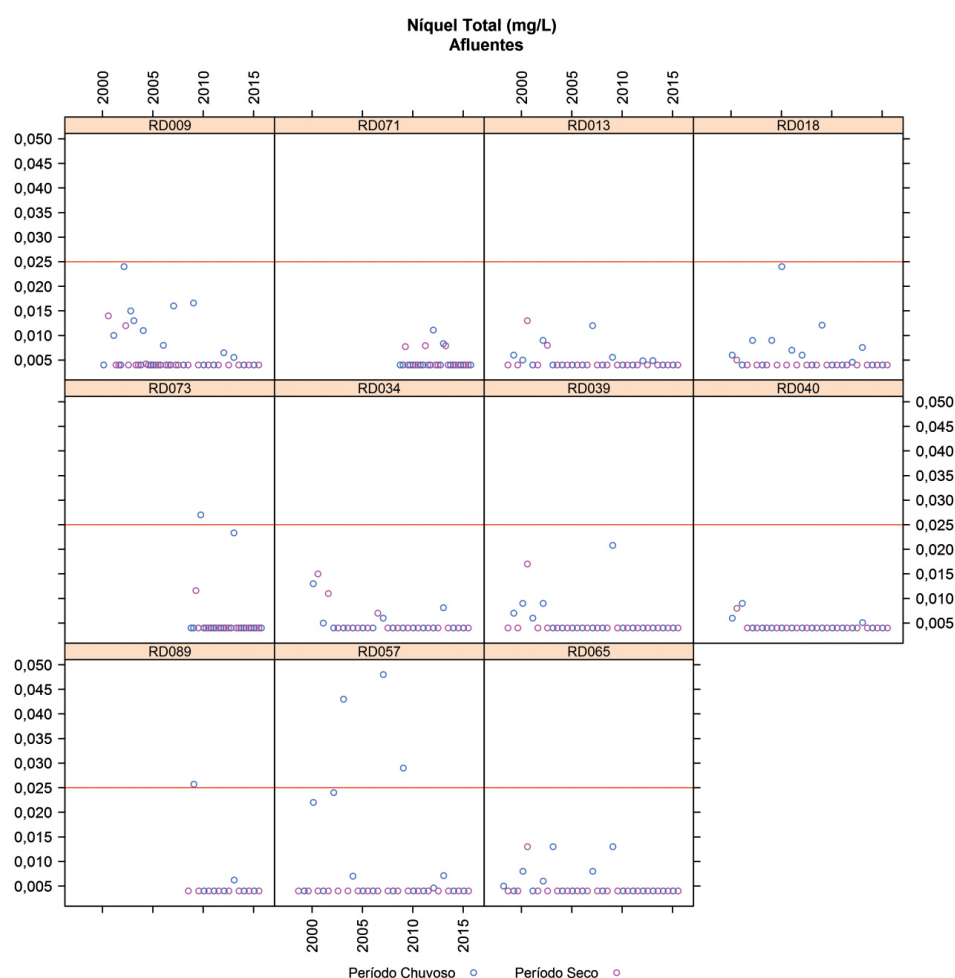


Figura 255 – Gráficos de dispersão dos dados de níquel total ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.20 Potássio dissolvido

O potássio ocorre principalmente nos feldspatos potássicos e micas. Esse elemento ocorre em pequenas quantidades nas águas devido à sua participação intensa em processos de troca iônica (FEITOSA, 1997 apud COSTA, 2001).

Sais de potássio são largamente usados na indústria e em fertilizantes para agricultura, entrando nas águas doces pelas descargas industriais e de áreas agrícolas. O potássio é usualmente encontrado na forma iônica e os sais são altamente solúveis. Ele pode ser incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática, pois é um elemento nutricional essencial. As concentrações em águas naturais são usualmente menores que 10 mg/L. Valores da ordem de grandeza de 100 e 25.000 mg/L podem indicar a ocorrência de fontes quentes e salmouras, respectivamente (CETESB, 2016).

Na Resolução CONAMA nº 357/2005, não há limite legislado para a referida variável, de modo que não foram calculados percentuais de desacordo.

Avaliação espacial

A Figura 256 e a Figura 257 apresentam os valores de mediana de potássio dissolvido para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

Figura 256 – Medianas dos valores de potássio dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

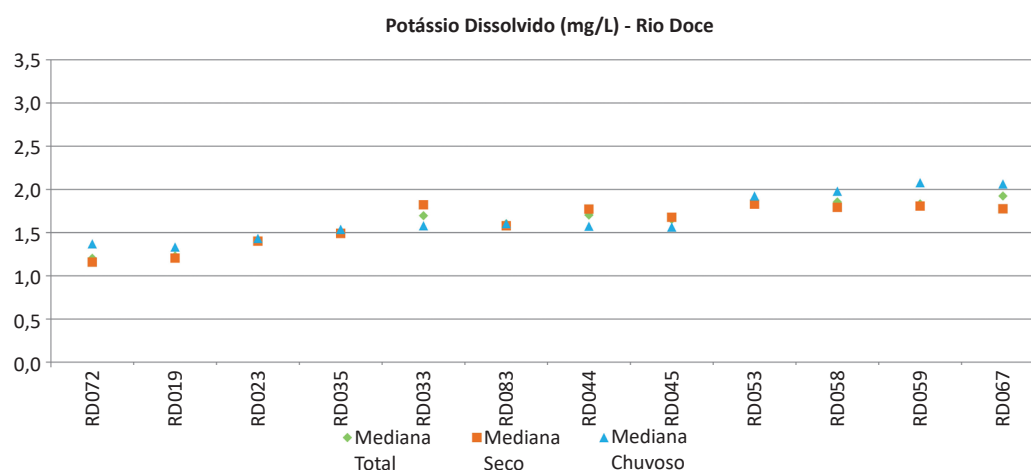
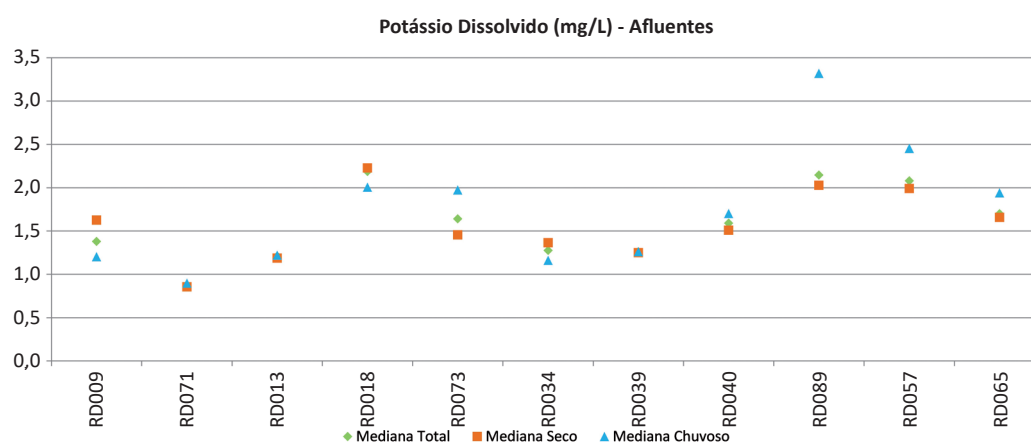


Figura 257 – Medianas dos valores de potássio dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



No rio Doce (Figura 256), de modo geral, os valores de mediana para o potássio dissolvido tiveram incrementos ao longo do rio. Para o período total, os valores de mediana variaram de 1,2 a 1,9 mg/L.

Para os afluentes do rio Doce (Figura 257), observou-se maior variação entre as estações de monitoramento de qualidade de água. Para o período total, as medianas variaram de 0,9 a 2,2 mg/L, sendo os valores mais elevados relativos às estações RD018 (rio Casca), RD089 (rio Suaçuí Grande) e RD057 (rio Caratinga).

Pela análise dos dados, constatou-se não ter havido influência da sazonalidade nos resultados.

Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de potássio dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 258) e seus afluentes (Figura 259), de montante para jusante.

Para as estações do rio Doce (Figura 258), as concentrações de potássio dissolvido apresentaram-se dispersas ao longo do tempo e variaram de 0,62 a 3,38 mg/L.

Para os tributários do rio Doce (Figura 259), as concentrações também se apresentaram dispersas ao longo do tempo, sem tendência à redução ou aumento de valores observável. Na estação RD089 (rio Suaçuí Grande), foram registrados os valores máximos, chegando a 4,99 mg/L.

Figura 258 – Gráficos de dispersão dos dados de potássio dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

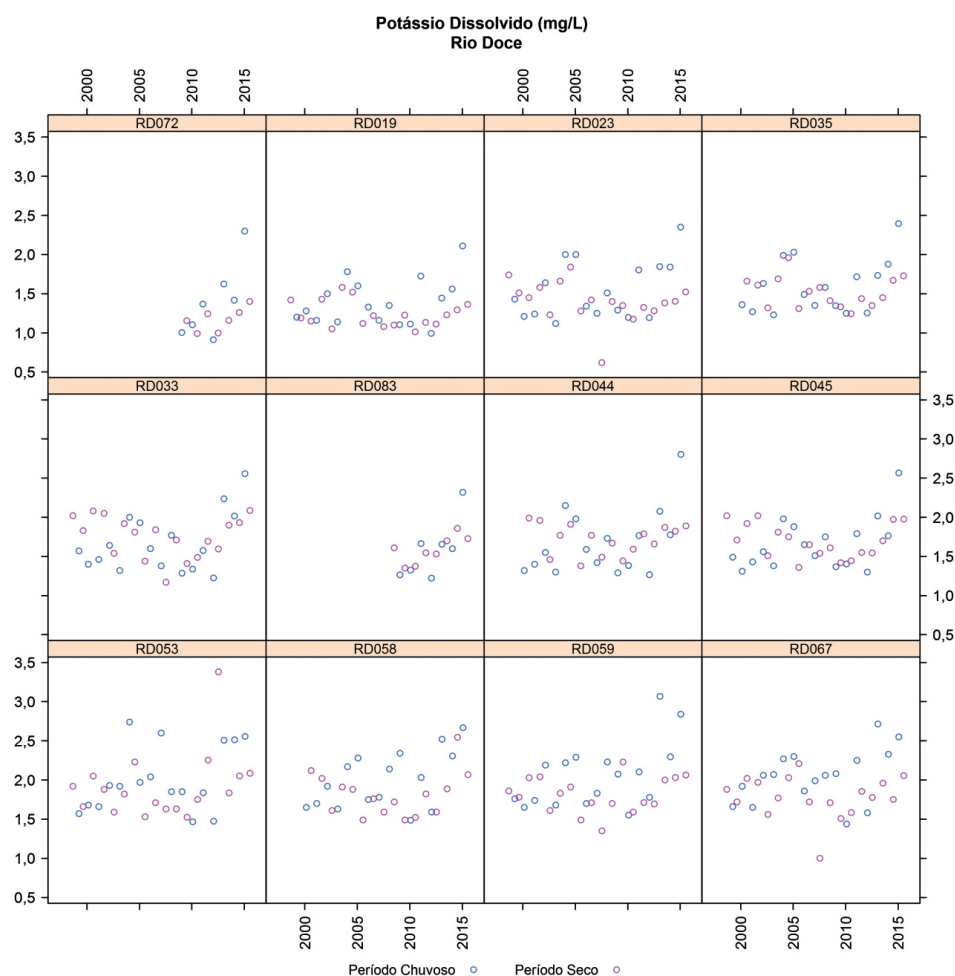
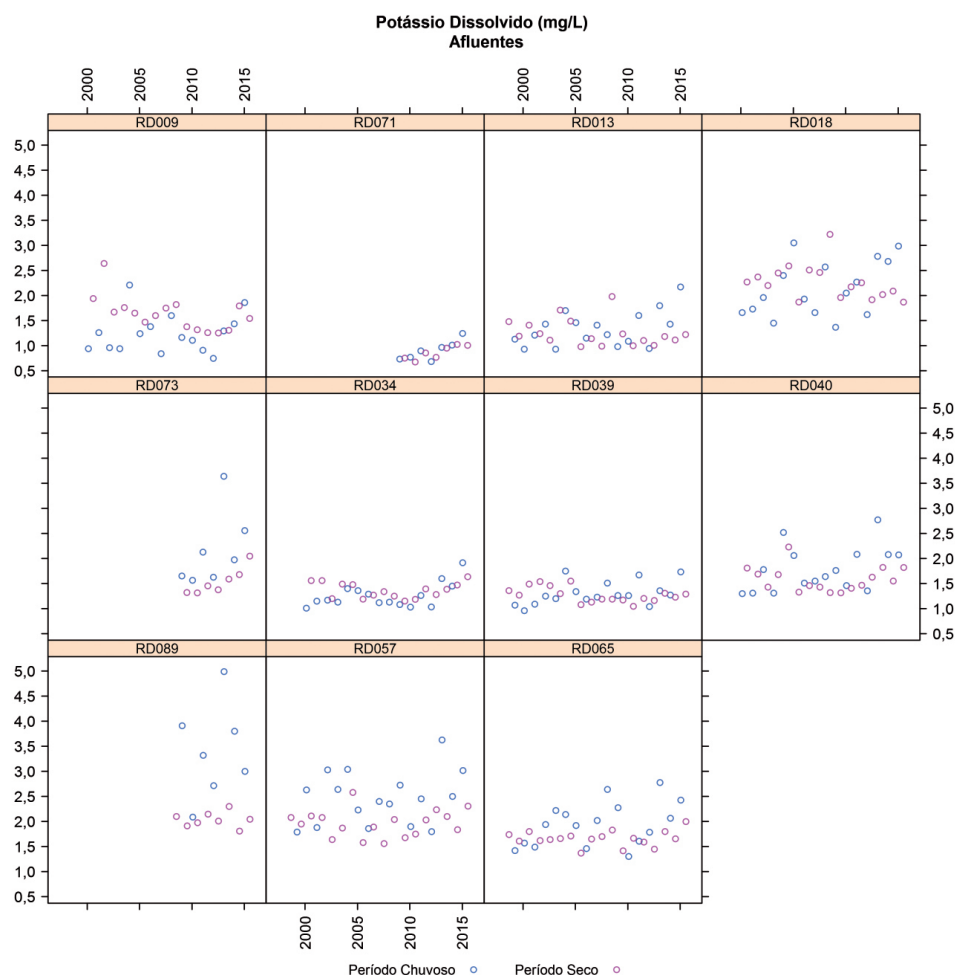


Figura 259 – Gráficos de dispersão dos dados de potássio dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.3.21 Sódio dissolvido

Todas as águas naturais contêm algum sódio, já que ele é um dos elementos mais abundantes na Terra e seus sais são altamente solúveis em água, encontrando-se na forma iônica (Na^+), e nas plantas e animais, já que é um elemento ativo para os organismos vivos. O aumento das concentrações de sódio na água pode provir de lançamentos de esgotos domésticos e efluentes industriais, bem como do intemperismo de rochas.

As concentrações de sódio nas águas superficiais variam consideravelmente, dependendo das condições geológicas do local e descargas de efluentes. Muitas águas superficiais, incluindo aquelas que recebem efluentes, têm teores bem abaixo de 50 mg/L. O sódio é comumente medido onde a água é utilizada para dessedentação de animais ou para agricultura, particularmente na irrigação. Quando o teor de sódio em certos tipos de solo é elevado, sua estrutura pode degradar-se pelo restrito movimento da água, afetando o crescimento das plantas (CETESB, 2016).

A presença dessa partícula na água é resultante também da dissociação do cianeto de sódio, este, quando dissolvido em água rapidamente, se decompõe (CETESB, 2017c). O cianeto de sódio é utilizado para extrair o ouro e a prata de seus minérios, processo mais ecologicamente seguro que o por mercúrio.

Na Resolução CONAMA nº 357/2005, não há limite legislado para sódio dissolvido, de modo que não foram calculados percentuais de desacordos. A título de comparação, na Portaria de Consolidação nº 05/2017, em termos de padrão organoléptico de potabilidade, a concentração de sódio total não deve ultrapassar 200 mg/L.

Avaliação espacial

A Figura 260 e a Figura 261 apresentam os valores de mediana de sódio dissolvido para as estações do rio Doce e afluentes, respectivamente.

No rio Doce (Figura 260), de modo geral, os valores de mediana para o sódio dissolvido variaram de 3,32 a 3,81 mg/L entre as estações RD072 (entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado) e RD035 (no município de Santa do Paraíso). A partir da estação RD033 (entre os municípios de Belo Oriente e Bugre), os valores de mediana passaram a variar de 5,05 a 6,38 mg/L. Os valores de mediana do período seco foram levemente superiores àsquelas do período chuvoso, sendo que, na estação RD033, a diferença foi mais evidente.

Para os afluentes do rio Doce (Figura 261), na estação RD009 (rio do Carmo) observaram-se valores de mediana mais elevados do que nas demais estações. Para o período total, a mediana da estação RD009 foi de 13,95 mg/L. Considerando-se somente o período seco, a mediana da referida estação chegou a 21,11 mg/L. Para as demais estações situadas em tributários do rio Doce, as medianas variaram de 2,21 a 5,69 mg/L, no período total.

Figura 260 – Medianas dos valores de sódio dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

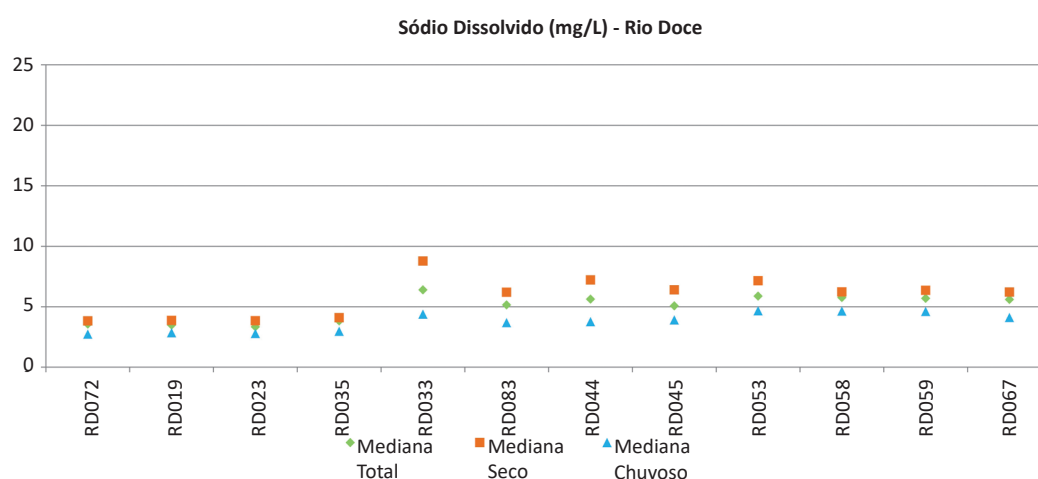
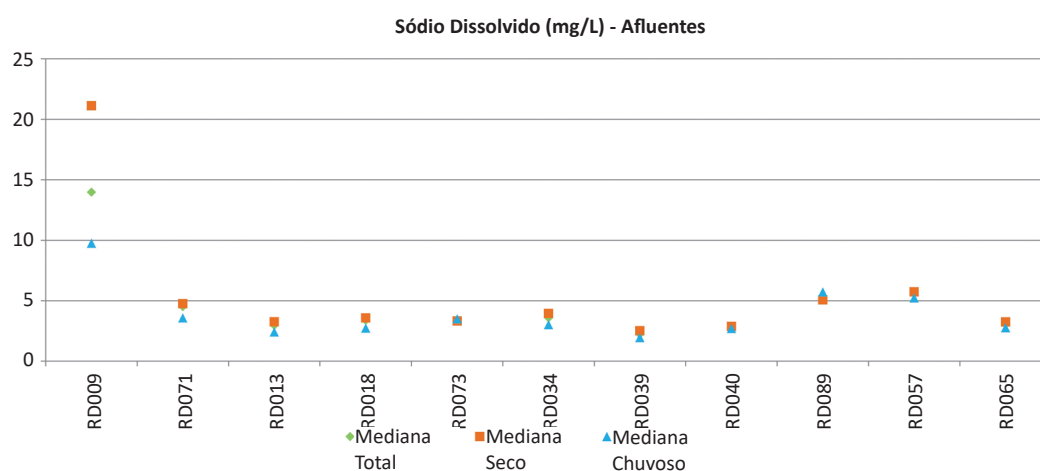


Figura 261 – Medianas dos valores de sódio dissolvido para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de sódio dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Figura 262) e seus afluentes (Figura 263), de montante para jusante.

Para as estações do rio Doce (Figura 262), observaram-se dois padrões de dispersão de dados ao longo do tempo. O primeiro tipo de padrão foi observado para as estações RD072 a RD035, com valores entre 2,07 e 7,26 mg/L. O segundo tipo de padrão de dispersão foi observado para as estações RD033 a RD067, com valores entre 2,35 e 14,70 mg/L. Para ambos os padrões, foram registrados valores mais elevados no início e no fim da série de dados, com valores mais baixos no período intermediário. Observou-se também que os valores do período seco foram, de modo geral, superiores aos valores do período chuvoso.

Para os tributários do rio Doce (Figura 263), com exceção da estação RD009, o comportamento dos dados foi bastante semelhante entre as demais estações, sem grandes variações ao longo do tempo, com concentrações não passando de 9 mg/L. Para a estação RD009 (rio do Carmo), foi observada maior dispersão dos dados, com valores mais elevados ao longo do monitoramento (concentração máxima: 46 mg/L).

Figura 262 – Gráficos de dispersão dos dados de sódio dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

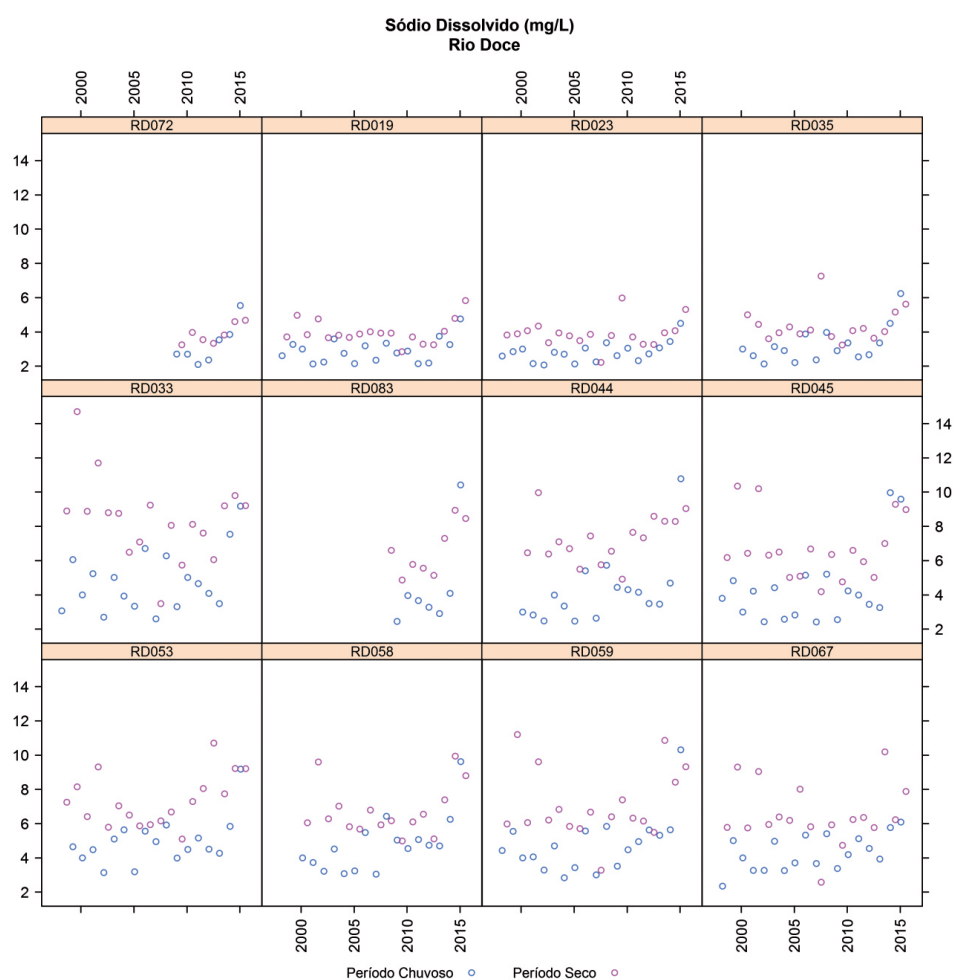
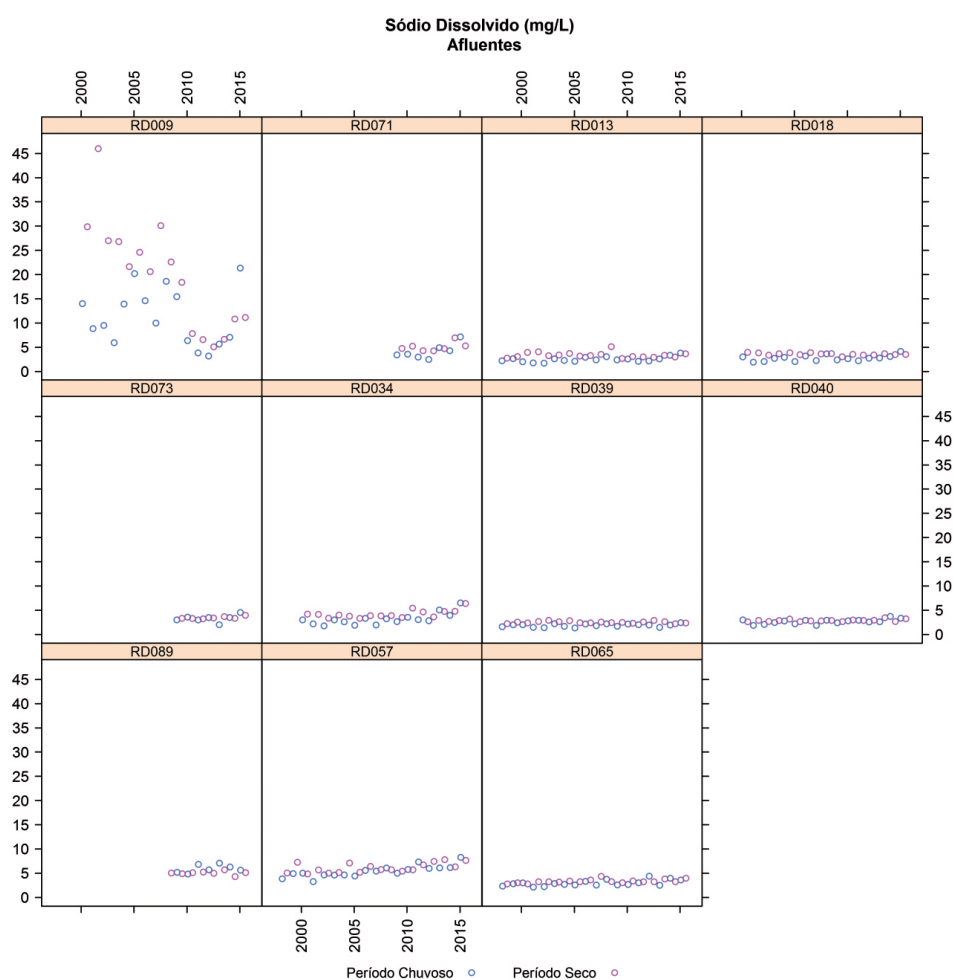
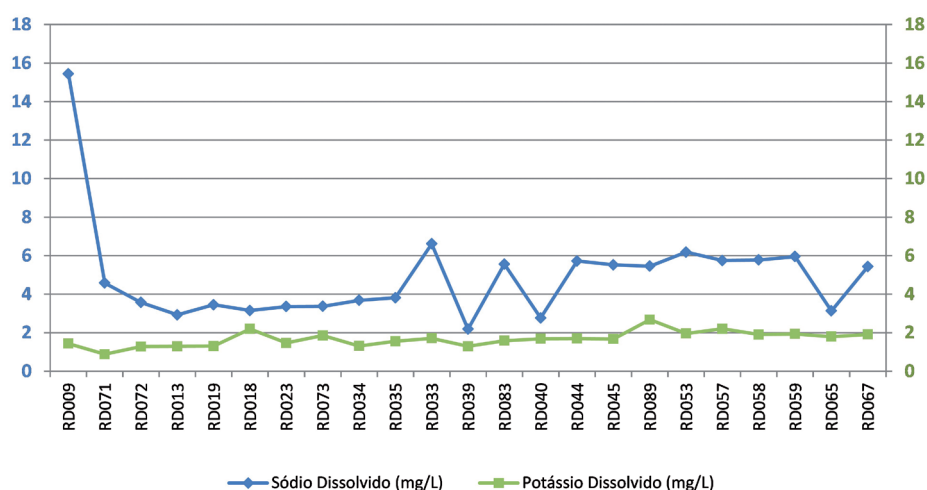


Figura 263 – Gráficos de dispersão dos dados de sódio dissolvido ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Para se verificar alguma tendência de intemperismo de rocha com relação aos elementos alcalinos sódio e potássio, estão apresentados na Figura 264, na forma gráfica, os valores médios obtidos nas estações de amostragem. Observou-se que não houve uma mesma tendência da concentração iônica desses elementos, sendo que se pode atribuir, principalmente para o íon sódio, à ação antropogênica no meio, ou seja, às contribuições de efluentes locais, pela sua maior concentração média.

Figura 264 – Comparação entre os dados médios de potássio dissolvido e sódio dissolvido ao longo das estações de monitoramento.



2.2.3.3.22 Zinco

Este metal é comumente utilizado para a fabricação de ligas e de latão, além de vitaminas, no fabrico do aço galvanizado, bem como certos tipos de borracha, protetores solares e xampus. De acordo com CETESB (2016), em águas naturais superficiais, as concentrações de zinco são normalmente inferiores a 10 µg/L.

Para Sigolo (1998), em uma análise geral de sedimentos analisados no estado de São Paulo, alguns metais, como o zinco (Zn), o cobre (Cu), o manganês (Mn), o chumbo (Pb), o cromo (Cr), o molibdênio (Mo) e o cádmio (Cd), podem se fixar no solo ou no subsolo ou, mesmo, podem encontrar condições físico-químicas ideais no ambiente para permitir a sua dispersão nesse meio e no lençol freático. O autor citou como exemplo que o metal zinco pode apresentar maior mobilidade em solos e em meios aquosos sob certas condições ambientais e, ao mesmo tempo, ser encontrado na forma concentrada em teores próximos a de jazidas minerais, com até 700 mg/kg. Para o autor, algumas condições morfológicas do solo e dos resíduos de origem orgânicas e inorgânicas representam regiões de armazenamento ou de captura de metais pesados, sendo as inorgânicas constituídas predominantemente de hidróxidos de ferro, devido às características argilominerais de adsorção e/ou à sua certa susceptibilidade magnética, quando expostos a determinadas condições ambientais (pH e temperatura, principalmente).

Esse elemento, quando ingerido em concentrações mais elevadas, pode acumular-se no organismo humano, causando danos à saúde (CETESB, 2016).

Os resultados aqui apresentados são referentes ao monitoramento do IGAM, no estado de Minas Gerais.

Avaliação de não conformidades

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, o limite para o zinco em rios de Classe 2, como os da bacia do rio Doce, é de 0,18 mg/L. Nesse sentido, tanto para o rio Doce (Tabela 84) quanto para seus afluentes (Tabela 85), observou-se um percentual baixo de desacordos, sendo o maior percentual registrado no rio Caratinga, no município de Conselheiro Pena, com 11% de desacordos.

Tabela 84 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para zinco no rio Doce.

Rio Doce							
Zinco Total							
Estações de monitoramento	n	Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	n
MG	RD072	29	0%	14	0%	15	0%
	RD019	36	0%	18	0%	18	0%
	RD023	36	3%	18	0%	18	6%
	RD035	32	3%	16	0%	16	6%
	RD033	36	3%	18	0%	18	6%
	RD083	15	0%	8	0%	7	0%
	RD044	32	0%	16	0%	16	0%
	RD045	36	3%	18	0%	18	6%
	RD053	35	3%	18	0%	17	6%
	RD058	32	0%	16	0%	16	0%
	RD059	36	0%	18	0%	18	0%
	RD067	36	0%	18	0%	18	0%

Nota: n: número de observações.

Tabela 85 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para zinco em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Zinco Total							
Estações de monitoramento	n	Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	n
MG	RD009	32	0%	16	0%	16	0%
	RD071	29	0%	14	0%	15	0%
	RD013	36	8%	18	11%	18	6%
	RD018	32	3%	16	0%	16	6%
	RD073	29	0%	14	0%	15	0%
	RD034	32	0%	16	0%	16	0%
	RD039	36	0%	18	0%	18	0%
	RD040	32	6%	16	6%	16	6%
	RD089	15	0%	8	0%	7	0%
	RD057	36	6%	18	0%	18	11%
	RD065	36	3%	18	0%	18	6%

Nota: n: número de observações.

Avaliação espacial

Em termos medianos, as concentrações de zinco ao longo do rio Doce (Figura 265) e afluentes (Figura 266) apresentaram-se mais homogêneas variando de 0,020 a 0,030 mg/L, no período total. No período chuvoso, foram observados valores de mediana mais elevados.

Figura 265 – Medianas dos valores de zinco para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

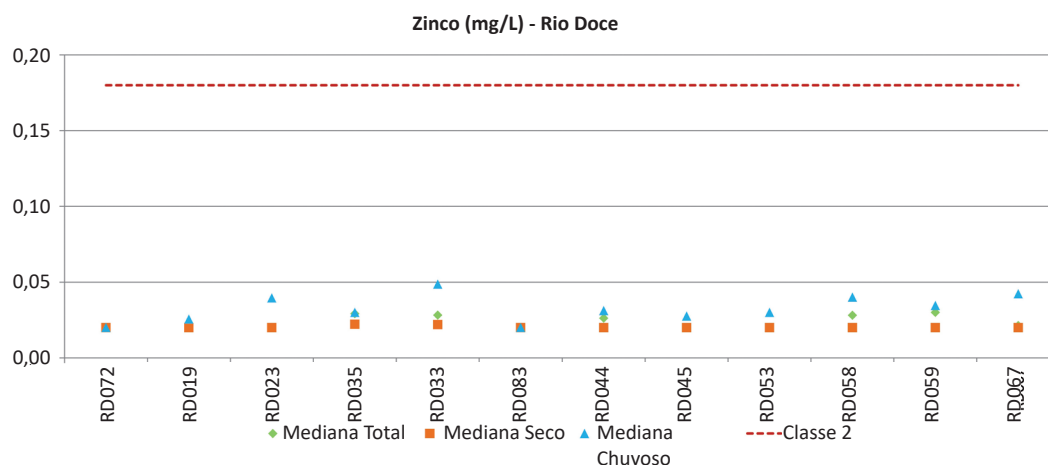
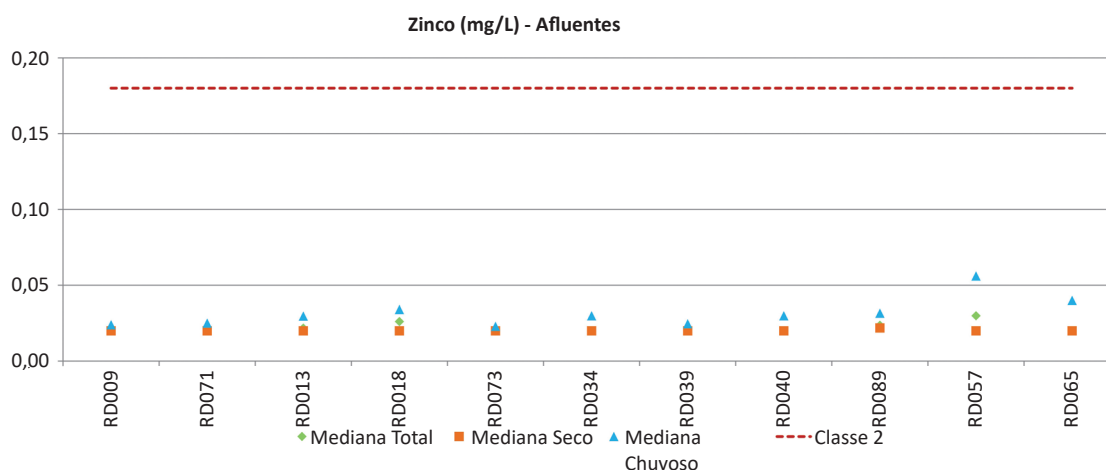


Figura 266 – Medianas dos valores de zinco para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

A Figura 267 apresenta o gráfico de dispersão das concentrações de zinco distribuídas ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce, de montante para jusante. A Figura 268 apresenta esses dados para os afluentes do rio Doce.

Para as estações do rio Doce, verificou-se a tendência de valores abaixo do limite da Resolução, com poucos desacordos (3 eventos), sendo estes registrados no período chuvoso. Os gráficos demonstraram baixa dispersão nos resultados, indicando uma tendência à apresentação de concentrações semelhantes. O valor máximo registrado no conjunto de dados avaliado foi verificado na estação RD023, localizada no rio Doce, nos municípios de Marliéria e Pingo-d'Água, com concentração de 0,61 mg/L (período chuvoso).

Essa mesma situação se observou nos afluentes, com poucos registros de desacordos (7 eventos), sendo a maioria no período chuvoso. Maior dispersão dos resultados foi observada nas estações RD013 (rio Piranga, no município de Ponte Nova) e RD057 (rio Caratinga, município de Conselheiro Pena). Também na estação RD013 é que foram registrados os únicos desacordos do período seco. Com relação ao valor máximo observado, este foi registrado na estação RD040, localizada no rio Corrente Grande, no município de Governador Valadares, com concentração de 0,54 mg/L (período seco).

Figura 267 – Gráficos de dispersão dos dados de zinco ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce.

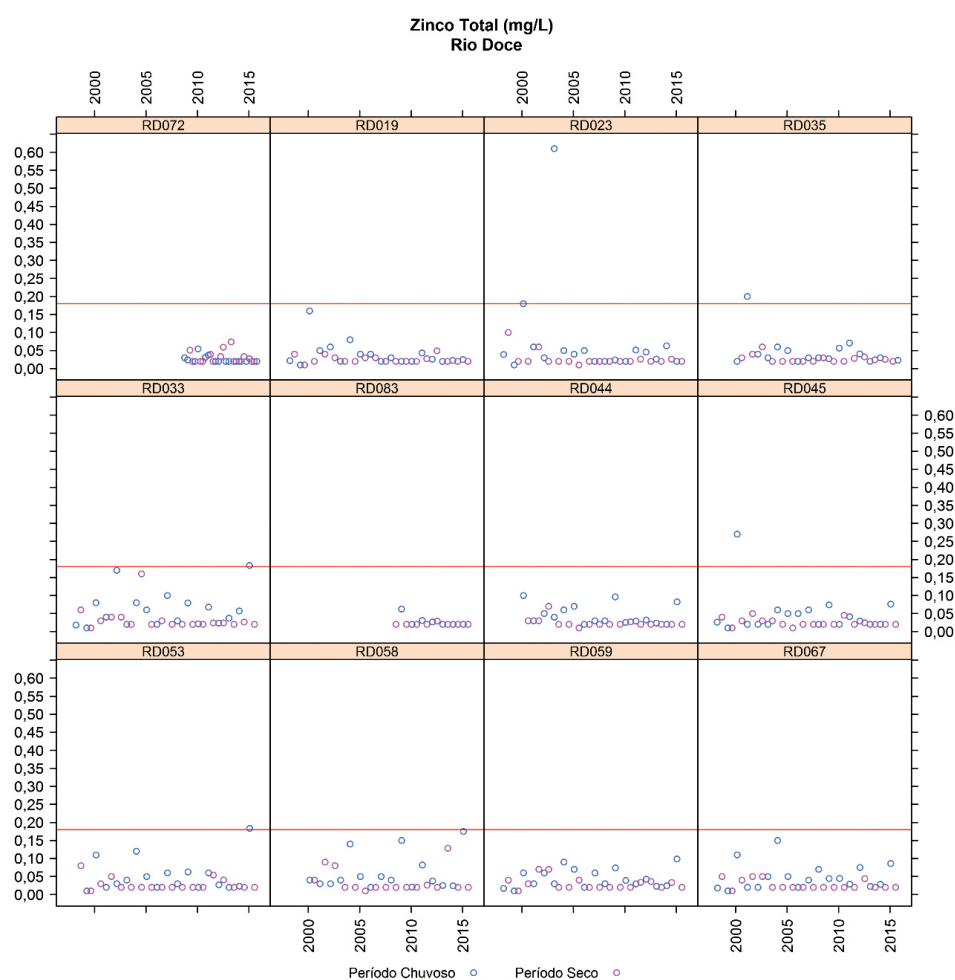
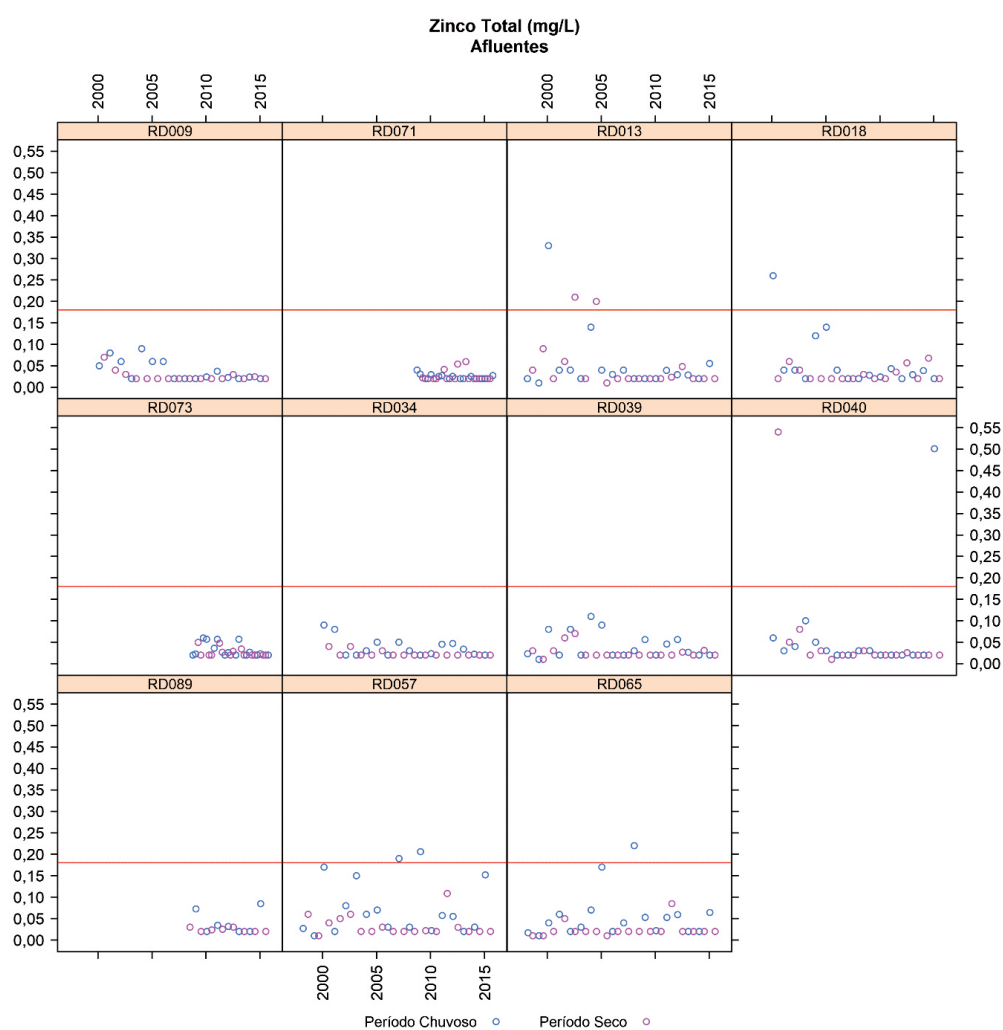


Figura 268 – Gráficos de dispersão dos dados de zinco ao longo do tempo para as estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



2.2.3.4 Resultados das variáveis bacteriológicas da água

2.2.3.4.1 *Coliformes termotolerantes*

Bactérias do grupo dos coliformes termotolerantes caracterizam-se por fermentar lactose, em temperaturas de 44 a 45 °C, englobando predominantemente os gêneros *Escherichia*, *Klebsiella* e *Enterobacter*. Esses organismos estão presentes no trato intestinal de animais de sangue quente, sendo, dessa forma, indicadores diretos da presença de fezes na amostra de água.

De acordo com Libânio (2005), em função dessa característica, a utilização de coliformes termotolerantes como indicador de qualidade de água é estabelecida, tendo em vista a grande variedade de doenças de veiculação hídrica. Uma vez que essas bactérias são típicas do trato intestinal de organismos homeotérmicos, sua presença nas águas aumenta a probabilidade de estas estarem contaminadas com esgotos não tratados e, assim, conterem outros tipos de contaminante, como protozoários e outros patógenos.

Avaliação de não conformidades

Para o parâmetro de coliformes termotolerantes, o limite legislado para rios de Classe 2, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, é de 1.000 NMP/100 mL. Nesse contexto, os percentuais de desacordos em relação a esse limite legislado para os períodos total, seco e chuvoso nas estações localizadas no rio Doce encontram-se na Tabela 86 e em seus afluentes na Tabela 87.

Tabela 86 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para coliformes termotolerantes no rio Doce.

Rio Doce							
Coliformes Termotolerantes							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD072	17	88%	8	88%	9	89%
	RD019	61	44%	30	33%	31	55%
	RD023	61	38%	30	27%	31	48%
	RD035	54	80%	27	74%	27	85%
	RD033	61	97%	30	97%	31	97%
	RD083	18	67%	9	78%	9	56%
	RD044	52	77%	26	77%	26	77%
	RD045	60	87%	30	90%	30	83%
	RD053	59	81%	30	83%	29	79%
	RD058	51	71%	26	62%	25	80%
	RD059	60	73%	30	77%	30	70%
	RD067	58	36%	29	24%	29	48%
ES	RDC1E010	27	41%	19	26%	8	75%
	RDC1E015	19	63%	13	54%	6	83%
	RDC1D020	27	100%	19	100%	8	100%
	RDC1D025	25	60%	18	50%	7	86%
	RDC1E030	25	68%	18	56%	7	100%

Nota: n: número de observações.

De modo geral, observaram-se, tanto para as estações localizadas no rio Doce quanto para as localizadas nos afluentes, em todos os períodos avaliados (total, seco e chuvoso), desacordos superiores a 20% para o parâmetro coliformes termotolerantes. Exceção se fez para a estação RD065, no rio Manhuaçu, onde a porcentagem de desacordos na estação seca não ultrapassou 20%.

Quando comparados os períodos seco e chuvoso (Tabela 86), observou-se aumento nas porcentagens de desacordos para o período chuvoso para 5 das 12 estações monitoradas no rio Doce, no estado de Minas Gerais: RD019, RD023, RD035, RD058 e RD067. Para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce, no estado do Espírito Santo, observou-se aumento dos percentuais de desacordos em todos os pontos no período chuvoso, com exceção da estação RDC1D020, que manteve 100% de desacordos em ambos os períodos.

Para as estações localizadas em afluentes (Tabela 87), observou-se aumento nos percentuais de desacordos em 9 das 11 estações do IGAM e nas duas estações do IEMA para o período chuvoso.

Tabela 87 – Percentuais de desacordos com a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para coliformes termotolerantes em afluentes do rio Doce.

Afluentes							
Coliformes Termotolerantes							
Estações de monitoramento n		Total		Seco		Chuvoso	
		% de desacordos	n	% de desacordos	n	% de desacordos	
MG	RD009	54	85%	27	78%	27	93%
	RD071	17	71%	8	75%	9	67%
	RD013	61	92%	30	90%	31	94%
	RD018	52	81%	26	88%	26	73%
	RD073	17	76%	8	63%	9	89%
	RD034	52	88%	26	85%	26	92%
	RD039	61	38%	30	23%	31	52%
	RD040	52	37%	26	35%	26	38%
	RD089	18	50%	9	44%	9	56%
	RD057	60	37%	30	30%	30	43%
	RD065	60	32%	30	20%	30	43%
ES	RDC2C007	26	96%	17	94%	9	100%
	RDC2C012	27	41%	19	37%	8	50%

Nota: n: número de observações.

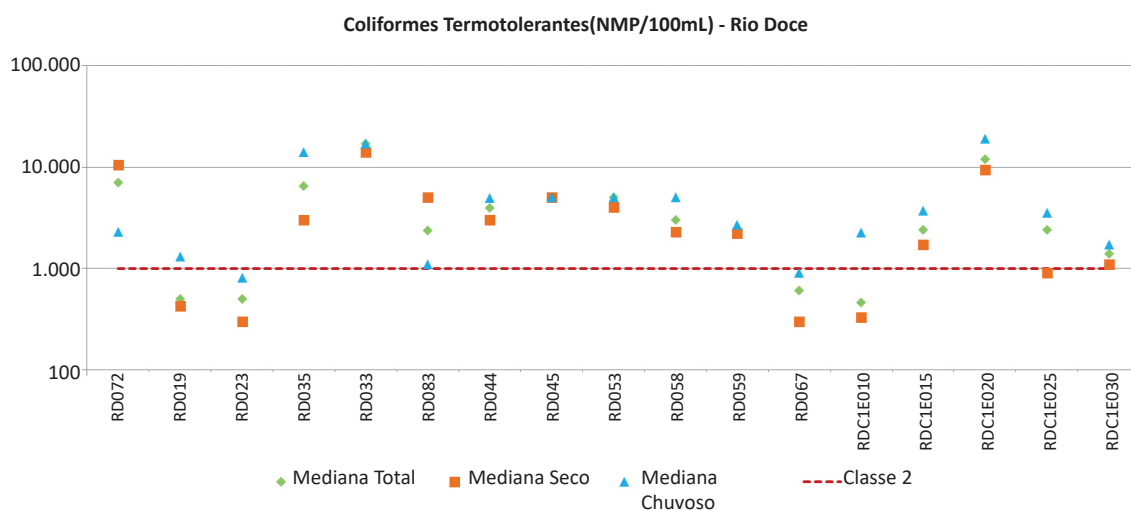
Avaliação espacial

Na Figura 269, apresentam-se os valores de mediana das concentrações de coliformes termotolerantes para os períodos total, seco e chuvoso para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce.

Considerando as medianas do período total (Figura 269), observou-se que na estação RD019, situada após a UHE Risoleta Neves, houve uma redução de valores da referida variável. Na estação RD023, na região do PERD, os valores mantiveram-se mais baixos. A partir da estação RD035, a jusante de Ipatinga/MG, um dos municípios mais populosos da região de estudo, as concentrações voltaram a se elevar. Na estação RD067, entre os municípios de Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES, novamente observou-se redução de valores, situação que persistiu até a estação RDC1E010, ainda a montante das

contribuições do município de Colatina/ES. A partir dessa estação de amostragem, os valores voltaram a se elevar.

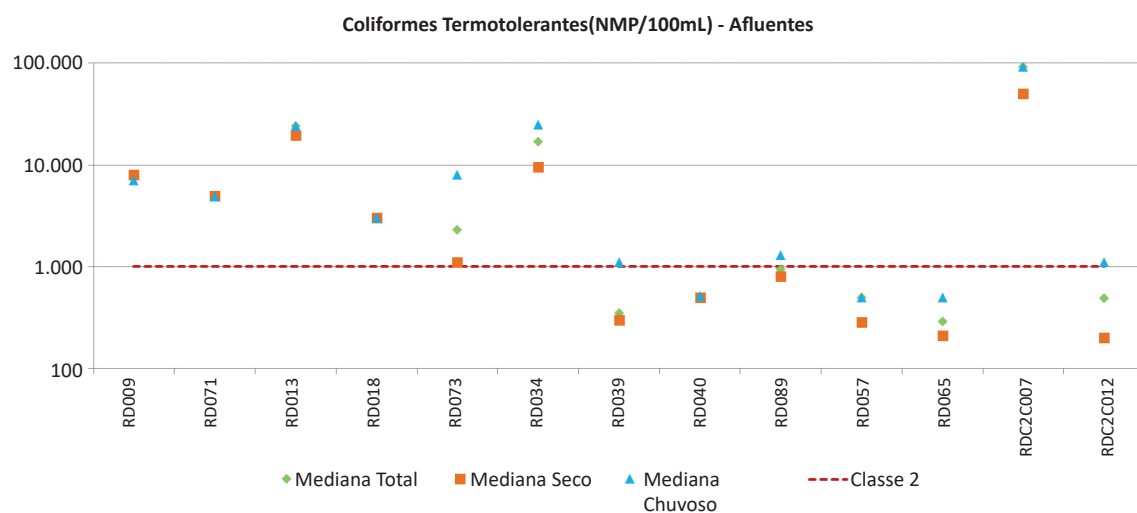
Figura 269 – Medianas das concentrações de coliformes termotolerantes para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.



Para as estações de monitoramento localizadas em afluentes (Figura 270), observou-se maior variação entre elas, de modo geral. Em relação à diferença entre os valores do período seco e chuvoso, esta foi mais evidente nas estações RD073 (ribeirão do Sacramento), RD034 (rio Piracicaba), RD039 (rio Santo Antônio), RD065 (rio Manhuaçu) e RDC2012 (rio Santa Joana).

Em relação às medianas do período total, observaram-se valores mais elevados nas estações a montante da UHE Risoleta Neves, nos rios do Carmo (RD009 e RD071) e rio Piranga (RD013); rio Piracicaba (RD034) e rio Baixo Guandu (RDC2007). Valores mais baixos ocorreram na estação RD039 (rio Santo Antônio), RD057 (rio Caratinga), RD065 (rio Manhuaçu) e RDC2012 (rio Santa Joana).

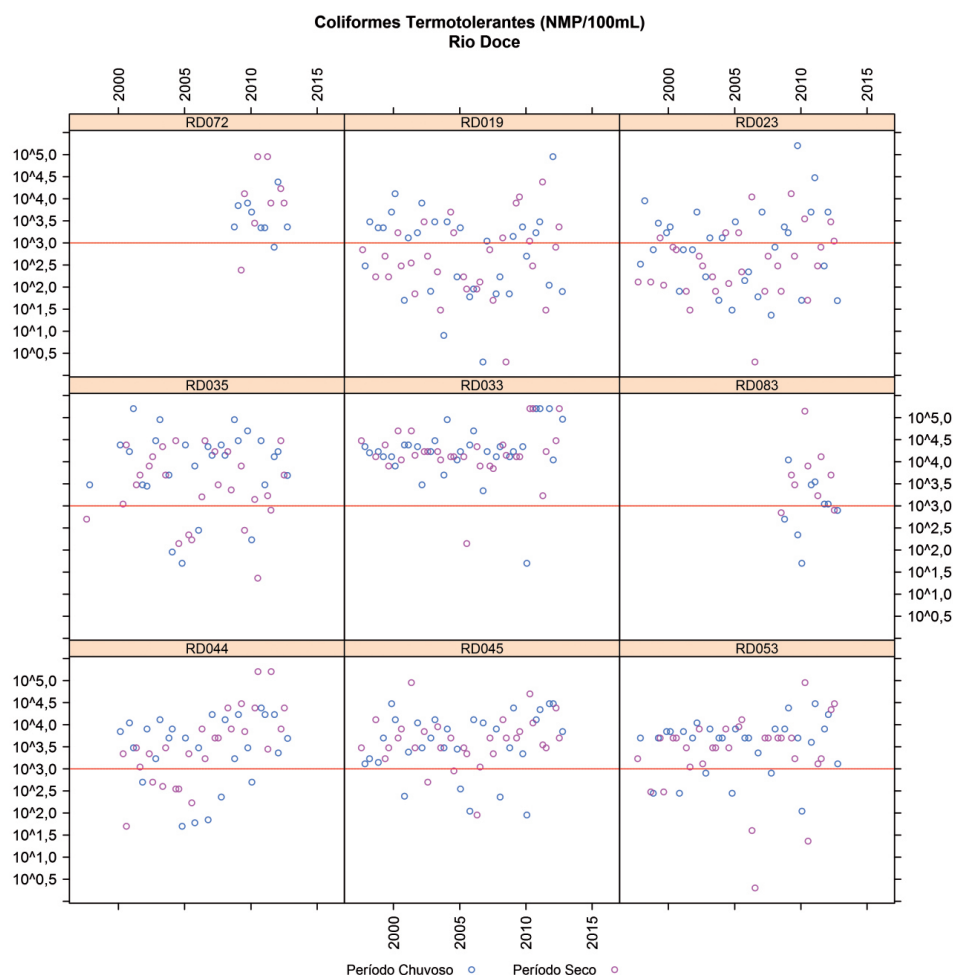
Figura 270 – Medianas das concentrações de coliformes termotolerantes para os períodos total, seco e chuvoso nas estações de monitoramento de afluentes do rio Doce.



Avaliação temporal

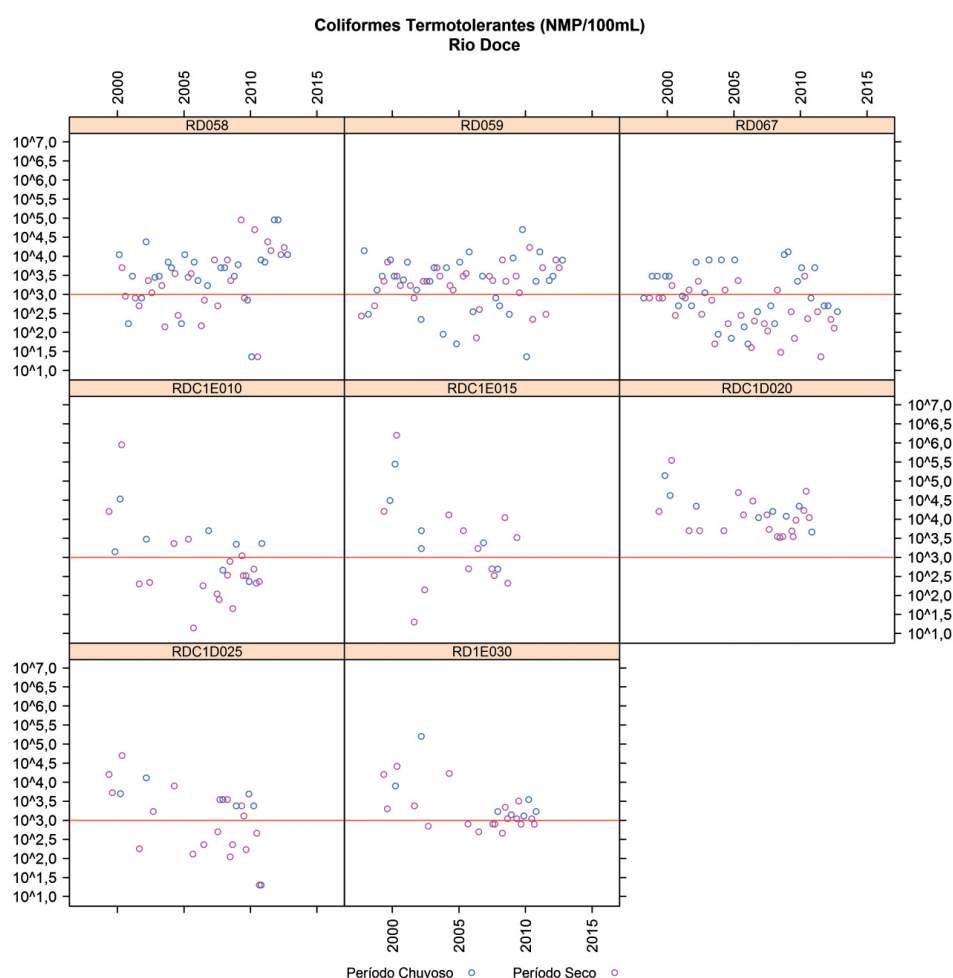
Na sequência, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de coliformes termotolerantes distribuídas ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce, de montante para jusante. Em virtude de o número de estações ser elevado, os gráficos foram divididos em parte I (Figura 271) e parte II (Figura 272).

Figura 271 – Gráficos de dispersão dos dados de coliformes termotolerantes ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce (parte I).



Notou-se para as estações RD019, RD023, RD067 e RDC1E010 que os valores de coliformes termotolerantes variaram, com a ocorrência de valores tanto acima quanto abaixo do limite legislado. Nas demais estações, maior número de observações com concentrações acima do limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 foi registrado. Não foi possível observar alterações de tendência de concentração ao longo do rio Doce, nem foram observadas diferenças significativas entre o período seco e chuvoso.

Figura 272 – Gráficos de dispersão dos dados de coliformes termotolerantes ao longo do tempo para as estações de monitoramento do rio Doce (parte II).



Na Figura 273 e na Figura 274, apresentam-se os gráficos de dispersão das concentrações de coliformes termotolerantes distribuídos ao longo do tempo para as estações de monitoramento localizadas nos afluentes do rio Doce, de montante para jusante.

Para os afluentes, até a estação RD034 (rio Piracicaba), os valores de coliformes apresentaram-se, em maioria, acima do limite legislado. A partir do rio Santo Antônio (RD039), os valores de coliformes termotolerantes tiveram uma tendência a se apresentar em maior conformidade com o limite legislado. Exceção se observou para a estação RDC2C007 (rio Guandu), na qual apenas um valor amostrado esteve abaixo do limite da Classe 2 para o parâmetro coliformes termotolerantes (1.000 NMP/100 mL). Assim como no rio Doce, não foi possível evidenciar quaisquer diferenças significativas entre o período seco e chuvoso.

Figura 273 – Gráficos de dispersão dos dados de coliformes termotolerantes ao longo do tempo para as estações de monitoramento dos afluentes do rio Doce (parte I).

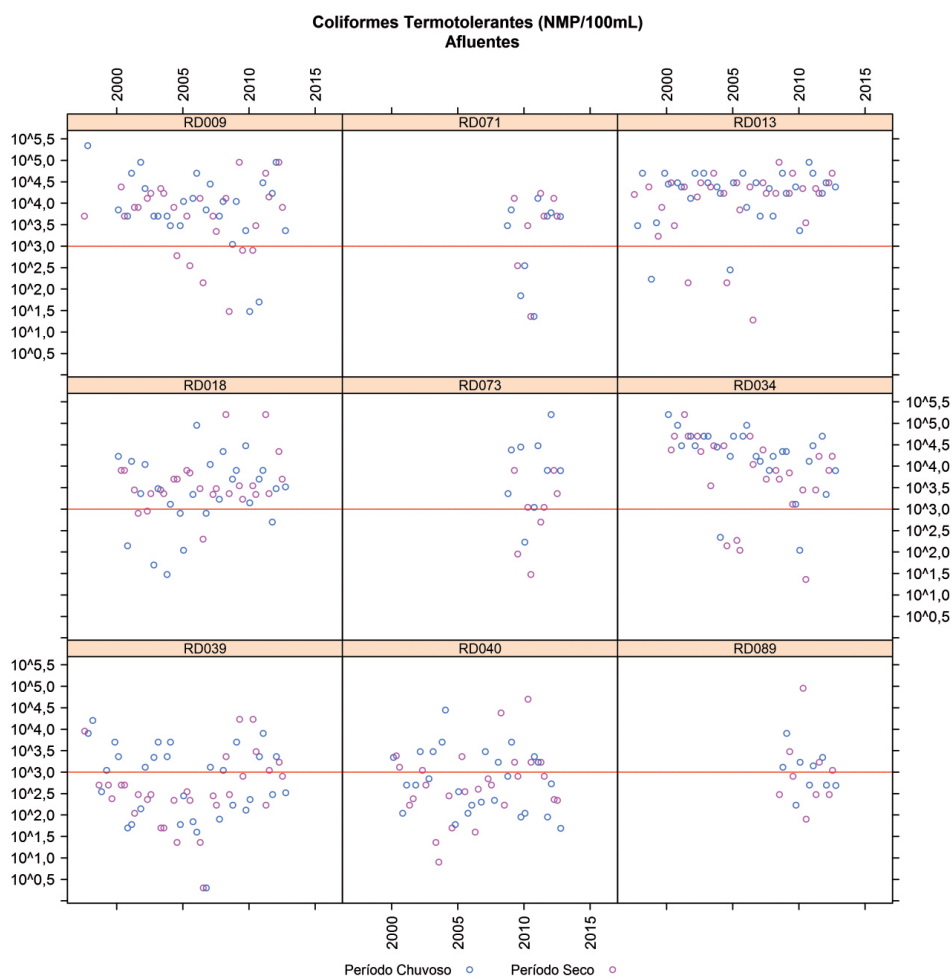
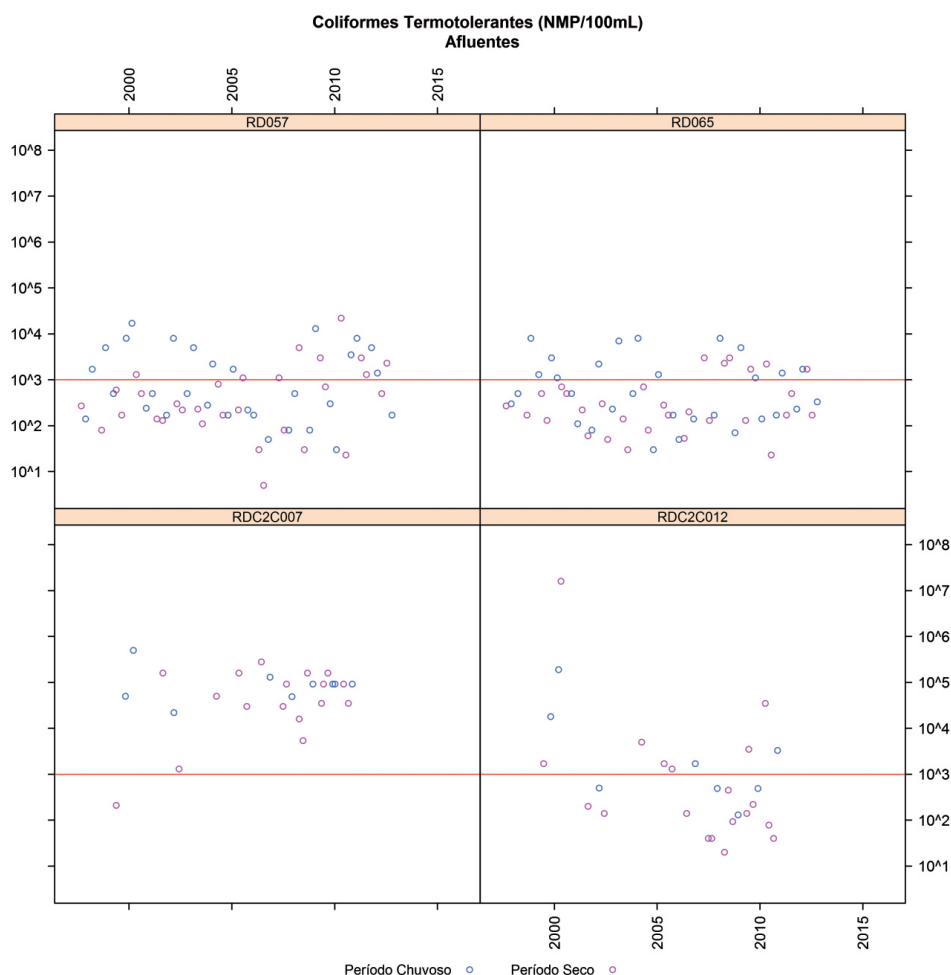


Figura 274 – Gráficos de dispersão dos dados de coliformes termotolerantes ao longo do tempo para as estações de monitoramento dos afluentes do rio Doce (parte II).



2.2.3.5 Variáveis de qualidade de água com maior número de não conformidades na região de estudo no período pré-desastre

Os resultados gerados a partir da avaliação de não conformidade dos parâmetros de qualidade de água (item 2.2.2.1.4) foram sintetizados na Tabela 88, para os parâmetros monitorados pelo IGAM, e na Tabela 89, para os parâmetros avaliados pelo IEMA. Convém lembrar que o rol de parâmetros monitorados pelo IEMA foi inferior ao monitorado pelo IGAM, dessa forma, a presente análise foi realizada separadamente.

A Tabela 88 e a Tabela 89 apresentam – em termos percentuais – em quantas estações determinado parâmetro de qualidade de água se apresentou não conforme com a legislação (limites para rios de Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 e da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008, conforme item 2.2.2.1.1). Além disso, são apresentados os percentuais de desacordos mínimo e máximo registrados para cada variável entre as estações.

Convém destacar que tal avaliação não contemplou a variável cianeto livre, uma vez que, até o ano de 2010, o limite de quantificação do método laboratorial ($\leq 0,01$ mg/L) era 100% superior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de Classe 2 ($\leq 0,005$ mg/L). Assim, muitas das medidas apresentaram valor superior à legislação, mesmo que esse valor não representasse

a realidade. A partir do ano de 2011, o limite laboratorial de quantificação foi reduzido a 0,002 mg/L, o que permitiu a indicação de valores mais reais das concentrações medidas nas estações de monitoramento. Nesse tocante, foram poucos os desacordos registrados.

De acordo com a avaliação da série histórica de dados do IGAM (Tabela 88), oito parâmetros apresentaram desacordos em 100% das estações monitoradas, ou seja, em todas as estações avaliadas, tanto aquelas situadas no rio Doce quanto em seus tributários: coliformes termotolerantes, fósforo total, cor verdadeira, sólidos em suspensão totais, turbidez, alumínio dissolvido, chumbo total e manganês total. Em relação ao manganês total, por exemplo, o percentual de desacordo mínimo registrado em alguma das 23 estações de monitoramento do IGAM foi de 5% e, em alguma outra estação, registrou-se o percentual de desacordo máximo de 100%. Ou seja, nessa determinada estação, registraram-se desacordos com o limite legislado em todo o período avaliado.

Outros parâmetros que não apresentaram desacordos em 100% das estações, mas se mostraram relevantes na presente avaliação, foram o ferro dissolvido e o arsênio total. O ferro dissolvido apresentou desacordos em 91% das estações de qualidade de água, com percentual máximo de desacordo de 36%, em alguma das 23 estações do IGAM. Para o arsênio total, os desacordos ocorreram em um número menor de estações (26%), contudo, o percentual máximo de desacordo registrado chegou a 78%. Para os demais parâmetros, os percentuais de desacordos não foram representativos ou, então, foram inexistentes.

Tabela 88 – Número de estações do IGAM (%) em que os parâmetros de qualidade de água apresentaram não conformidades.

Parâmetro legislado	Número de estações em que se registraram não conformidades (%)	Desacordo máximo observado (%)	Desacordo mínimo observado (%)
Alumínio dissolvido	100%	24%	3%
Chumbo total	100%	26%	3%
Coliformes termotolerantes	100%	97%	32%
Cor verdadeira	100%	31%	7%
Fósforo total	100%	41%	2%
Manganês total	100%	100%	5%
Sólidos em suspensão totais	100%	32%	4%
Turbidez	100%	25%	6%
Ferro dissolvido	91%	36%	0%
Fenóis totais	70%	14%	0%
Cobre dissolvido	61%	7%	0%
Demanda bioquímica de oxigênio	43%	3%	0%
Zinco total	43%	8%	0%
Cromo total	39%	11%	0%
pH <i>in loco</i>	30%	10%	0%
Arsênio total	26%	78%	0%
Oxigênio dissolvido	22%	2%	0%

Parâmetro legislado	Número de estações em que se registraram não conformidades (%)	Desacordo máximo observado (%)	Desacordo mínimo observado (%)
Cádmio total	17%	3%	0%
Mercúrio total	17%	7%	0%
Níquel total	17%	9%	0%
Bário total	4%	3%	0%
Boro total	0%	0%	0%
Cloreto total	0%	0%	0%
Nitrato	0%	0%	0%
Nitrito	0%	0%	0%
Nitrogênio amoniacal total	0%	0%	0%
Selênio total	0%	0%	0%
Sólidos dissolvidos totais	0%	0%	0%
Sulfato total	0%	0%	0%

Em relação à avaliação da série histórica de dados do IEMA (Tabela 89), quatro parâmetros apresentaram desacordos em 100% das estações monitoradas (tanto aquelas situadas no rio Doce quanto em seus tributários, somando sete estações): DBO, coliformes termotolerantes, fósforo total e turbidez. Para a DBO, entretanto, os percentuais de desacordos não foram tão significativos quanto aqueles observados para as demais variáveis.

Para o pH e o oxigênio dissolvido, os percentuais de desacordos foram baixos e não ocorreram em todas as estações.

Tabela 89 – Número de estações do IEMA (%) em que os parâmetros de qualidade de água apresentaram não conformidades.

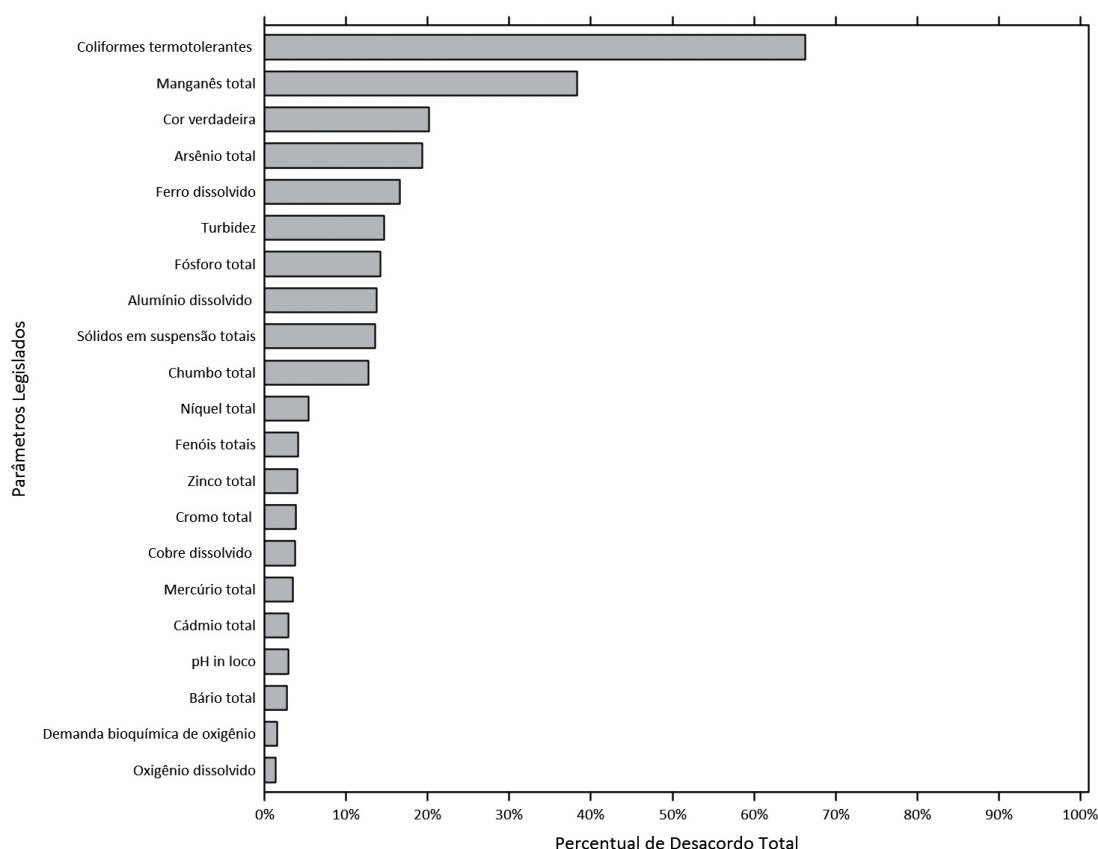
Parâmetro legislado	Número de estações em que se registraram não conformidades (%)	Desacordo máximo observado (%)	Desacordo mínimo observado (%)
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	100%	19%	11%
Coliformes termotolerantes	100%	100%	41%
Fósforo total	100%	41%	24%
Turbidez	100%	41%	15%
pH	71%	8%	0%
Oxigênio dissolvido	29%	8%	0%

A Figura 275 e a Figura 276 referem-se ao ordenamento das variáveis de qualidade de água na porção mineira e capixaba, respectivamente, em relação ao percentual total de desacordos de cada uma delas. Desse modo, foi possível conhecer quais parâmetros de qualidade de água apresentaram-se mais relevantes em termos de não conformidades na região de estudo. Parâmetros legislados que não apresentaram desacordos não foram considerados nos gráficos (boro total, cloreto total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal total, selênio, sólidos dissolvidos totais e sulfato total), além do cianeto livre como anteriormente explicado.

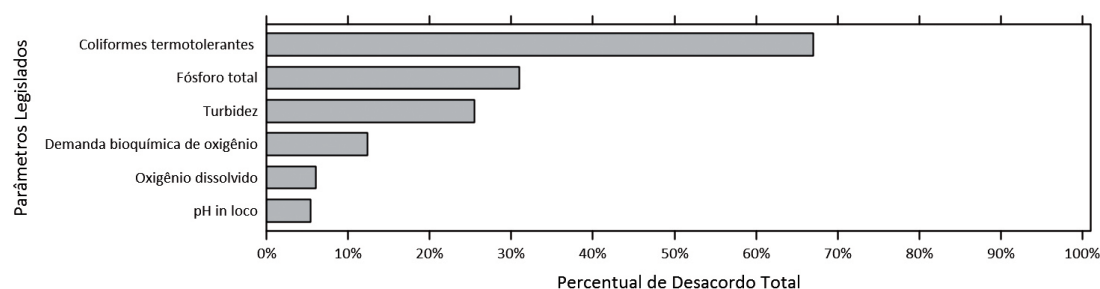
Para cada variável de qualidade de água, foram somados os percentuais de desacordos em cada uma das estações avaliadas: no caso do IGAM, 23 estações, e no caso do IEMA, sete estações. Esses totais foram, então, divididos pelo número total de observações válidas, ou seja, 2.300, para o IGAM, e 700, para o IEMA.

Para a região de Minas Gerais (Figura 275), os dez parâmetros com maior número de desacordos foram: coliformes termotolerantes, manganês total, cor verdadeira, arsênio total, ferro dissolvido, turbidez, fósforo total, alumínio dissolvido, sólidos em suspensão totais e chumbo total.

Figura 275 – Ordenamento dos parâmetros de qualidade de água para a base de dados do IGAM.



Para a porção do Espírito Santo (Figura 276), os parâmetros com maior número de desacordos com a legislação foram: coliformes termotolerantes, fósforo total e turbidez.

Figura 276 – Ordenamento dos parâmetros de qualidade de água para a base de dados do IEMA.

A Figura 277 mostra, para cada uma das estações de monitoramento, os parâmetros de qualidade de água que apresentaram percentuais de desacordos iguais ou superiores a 20%, ou seja, que apresentaram desacordos em pelo menos 20% do período total monitorado. Os parâmetros de qualidade de água resultantes dessa análise foram: coliformes termotolerantes (CT), manganês total (Mn), cor verdadeira (Cor), ferro dissolvido (Fe), chumbo total (Pb), fósforo total (P), alumínio dissolvido (Al), arsênio total (As), sólidos em suspensão totais (SST) e turbidez (Turb). E corroboraram os resultados apresentados na Figura 275 e na Figura 276.

De acordo com a Figura 277, é possível observar a problemática da falta de tratamento de esgoto na região de estudo, tendo em vista os elevados percentuais de não conformidades de coliformes termotolerantes em todas as estações de monitoramento de qualidade de água.

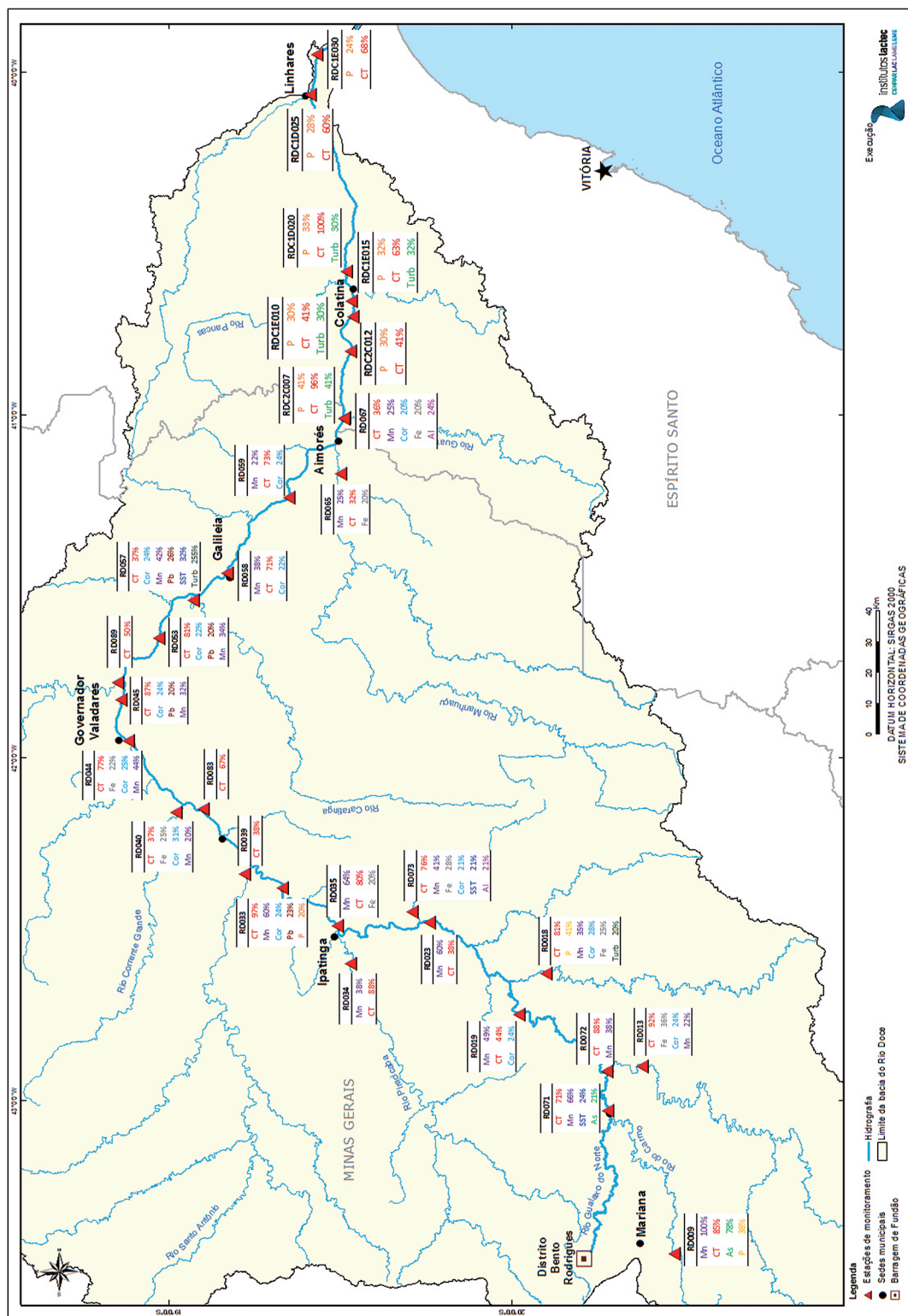
Percentuais de desacordos mais elevados de fósforo total foram observados principalmente na porção capixaba da região de estudo, onde se constataram baixas taxas de tratamento de esgoto e a presença de atividades agrícolas. Na porção mineira, percentuais mais relevantes foram observados nos rios do Carmo (RD009) e Casca (RD018), e no rio Doce, a jusante do município de Ipaba (RD033).

Em relação às concentrações de manganês total, desacordos relevantes foram registrados em todo o trecho do estado de Minas Gerais, lembrando que, no estado do Espírito Santo, essa variável não foi avaliada no período pré-desastre.

Percentuais de não conformidades mais significativos para o alumínio dissolvido foram registrados somente no ribeirão do Sacramento (RD073) e no rio Doce, entre Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES (RD067).

Para o ferro dissolvido, observaram-se percentuais de desacordos mais significativos em diversos pontos da região de estudo: rio Piranga (RD013), rio Casca (RD018), ribeirão Sacramento (RD073), rio Corrente Grande (RD040) e rio Manhuaçu (RD065). No rio Doce, percentuais mais relevantes de desacordos foram observados nos municípios de Santana do Paraíso (RD035), Governador Valadares (RD044) e entre Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES (RD067).

Figura 277 – Parâmetros de qualidade de água com percentuais de não conformidade mais expressivos ao longo da região de estudo.



2.2.3.6 Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com *Ceriodaphnia dubia*

A Figura 278 e a Figura 279 mostram a variação temporal dos resultados dos ensaios de ecotoxicidade com *Ceriodaphnia dubia* entre os anos de 2011 e 2015 durante os períodos seco (inverno) e chuvoso (verão).

Observou-se que o efeito crônico ocorreu em apenas dois pontos: um no rio Doce (RD045, no município de Governador Valadares), no período seco, e outro no rio Piracicaba (RD034), no período chuvoso. Ressalta-se que esses dois pontos apresentam séries de dados mais antigas (2001 a 2003).

A comparação entre os períodos chuvoso e seco demonstrou que as estações situadas a jusante tenderam a apresentar uma melhora (efeito não tóxico) durante o período seco, exceto na estação RD034. Para as demais estações, no período chuvoso, não foram detectados efeitos tóxicos.

Figura 278 – Distribuição temporal dos resultados dos ensaios de ecotoxicidade nos pontos avaliados pelo IGAM no rio Doce.

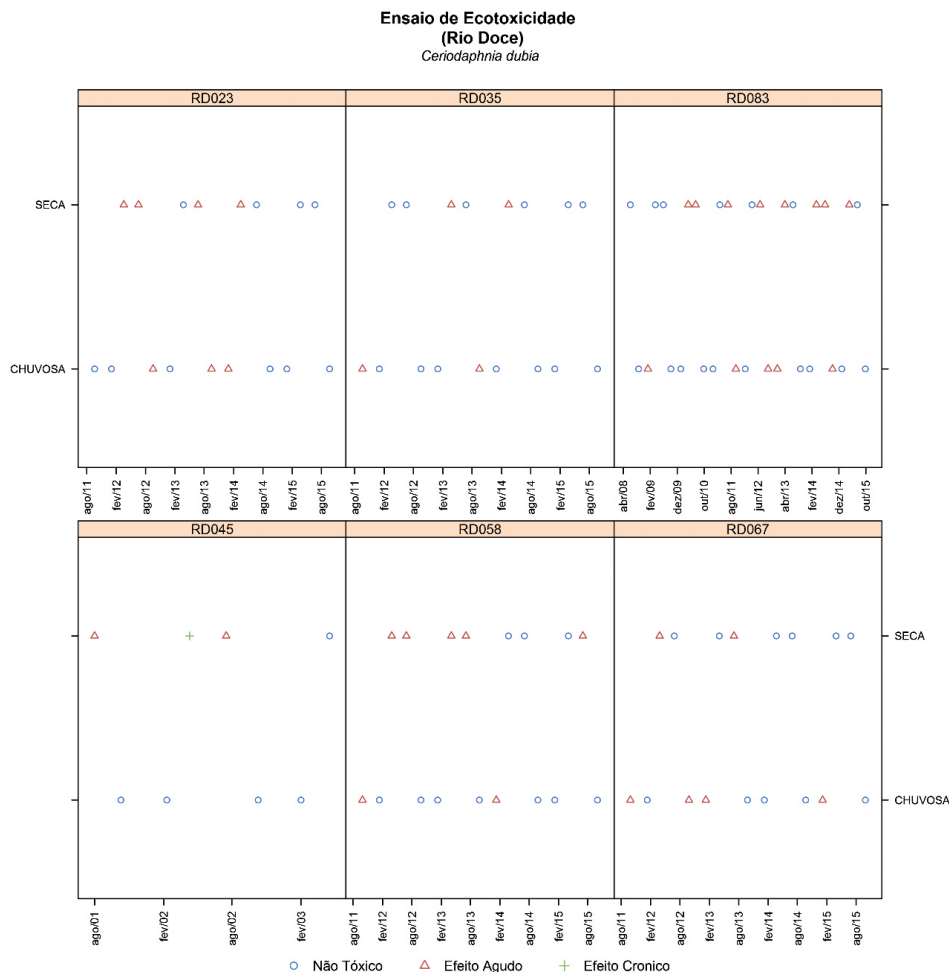
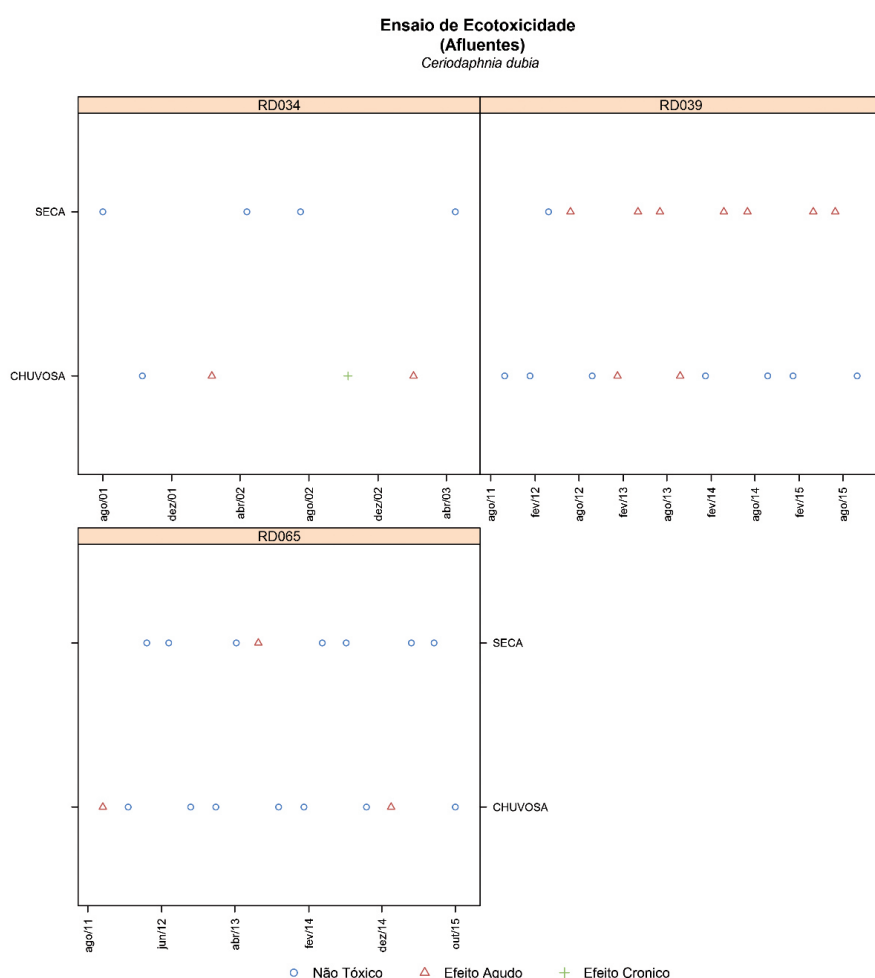


Figura 279 – Distribuição temporal dos resultados dos ensaios de ecotoxicidade nos pontos avaliados pelo IGAM nos afluentes do rio Doce.



No tocante aos ensaios de ecotoxicidade, na maior parte do período monitorado as avaliações das amostras do rio Doce (Tabela 90) resultaram em “Não Tóxico” (de 57 a 76% do período monitorado), no restante do tempo observou-se “Efeito Crônico”. Para os rios Piracicaba e Manhuaçu (Tabela 91), a maioria das análises resultou em “Não Tóxico”. Para o rio Santo Antônio (Tabela 91), os resultados se dividiram entre “Não Tóxico” (47%) e “Efeito Crônico” (53%).

No rio Doce (Tabela 90), apenas a estação RD045 (localizada em Governador Valadares), no período chuvoso, apresentou conformidade superior a 80% com a condição de efeito não tóxico. Para as estações em afluentes (Tabela 91), o mesmo se observou para a estação RD065 (rio Manhuaçu), nos períodos total e seco.

Tabela 90 – Percentuais de desacordos para os ensaios de ecotoxicidade nas estações de monitoramento de localizadas no rio Doce.

rio Doce		RD023	RD035	RD083	RD045	RD058	RD067
Período Total	Não tóxico	59%	76%	57%	63%	59%	65%
	Efeito crônico	41%	24%	43%	25%	41%	35%
	Efeito agudo	0%	0%	0%	13%	0%	0%
Período Seco	Não tóxico	50%	75%	47%	25%	38%	75%
	Efeito crônico	50%	25%	53%	50%	63%	25%
	Efeito agudo	0%	0%	0%	25%	0%	0%
Período Chuvoso	Não tóxico	67%	78%	67%	100%	78%	56%
	Efeito crônico	33%	22%	33%	0%	22%	44%
	Efeito agudo	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Tabela 91 – Percentuais de desacordos para os ensaios de ecotoxicidade nas estações de monitoramento de localizadas nos afluentes do rio Doce.

Afluentes		RD034	RD039	RD065
Período Total	Não tóxico	63%	47%	82%
	Efeito crônico	25%	53%	18%
	Efeito agudo	13%	0%	0%
Período Seco	Não tóxico	100%	13%	88%
	Efeito crônico	0%	88%	13%
	Efeito agudo	0%	0%	0%
Período Chuvoso	Não tóxico	25%	78%	78%
	Efeito crônico	50%	22%	22%
	Efeito agudo	25%	0%	0%

Resultados – Estudos Complementares

Este item apresenta a síntese de resultados obtidos em diferentes estudos, estando estes relacionados no item 2.2.2.2. Conforme mencionado anteriormente, a utilização desses estudos, denominados no presente relatório de complementares, teve por objetivo preencher lacunas dos programas de monitoramento do IGAM e do IEMA, como a ausência de dados de qualidade de água do córrego Santarém e rio Gualaxo do Norte, em Minas Gerais, e do rio Doce, no Espírito Santo. Foram também avaliados os rios Guandu e Santa Joana a título de complementação. Os resultados foram compilados e apresentados por corpo hídrico.

Córrego Santarém/MG

No estudo de Matsumura (1999), foi avaliada a qualidade da água após o vertedouro da barragem de Santarém da Samarco, sendo que toda a água vertida da barragem era lançada no córrego Santarém. Considerando as quatro campanhas realizadas no ano de 1998, em todas os metais cromo, manganês e níquel apresentaram concentrações abaixo dos limites dispostos para rios de Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. Para os metais ferro e cobre, a referida Resolução só dispõe limites para a fração dissolvida, sendo que do mesmo modo as concentrações se mostraram baixas. Para a DBO, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos e pH, os valores também não indicaram desacordos com a legislação supracitada, contudo os valores de pH tenderam a se apresentar mais básicos do que neutros ou ácidos. A condutividade variou de 300 a 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo que, de acordo com Libânio (2005), águas naturais apresentam condutividade normalmente inferior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podendo chegar a valores de 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em águas com altas cargas de efluentes. Para o oxigênio dissolvido, observou-se valor inferior ao mínimo disposto na Resolução (5,00 mg/L), em uma das quatro campanhas, resultando em não conformidade.

Costa (2001) avaliou a qualidade da água em cinco pontos no córrego Santarém nos meses de janeiro e junho do ano 2000. Valores de condutividade superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ foram registrados tanto em janeiro quanto em junho nos locais RS1 (vertedouro da barragem Santarém) e RS2 e RS3 (córrego Santarém, no distrito de Bento Rodrigues) e no ponto RSN1 (nascente do córrego Santarém), podendo indicar alterações na qualidade da água. O valor máximo ocorreu no ponto RS1, sendo igual a 464 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no inverno do ano 2000. As concentrações de sólidos dissolvidos totais mostraram-se inferiores ao limite legislado de 500 mg/L, sendo os valores mais elevados encontrados no ponto RS1 (máximo de 232 mg/L), onde também foi constatado o maior valor de condutividade. Quanto ao pH, na média, os valores estiveram próximo ao neutro. Os metais cromo, níquel, cobalto, cádmio, chumbo e zinco apresentaram valores inferiores ao limite de quantificação e também inferiores aos limites da Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, com exceção do chumbo, para o qual se empregou LQ superior ao limite legislado, não sendo possível ter certeza sobre a ocorrência ou não de desacordos. Para o alumínio, em janeiro os valores foram inferiores ou próximo ao limite de quantificação (0,05 mg/L) e em junho se elevaram um pouco. Na Resolução CONAMA nº 357/2005, o alumínio total não é contemplado, mas sua fração dissolvida sim, sendo seu Valor Máximo Permitido (VMP) igual a 0,1 mg/L, desse modo, as concentrações de alumínio podem ser consideradas baixas. Para o manganês, em janeiro os valores também estiveram próximo ou, então, foram inferiores ao VMP (0,1 mg/L). Em junho, contudo, foram observados nos pontos RS1 (0,11 mg/L) e RS2 (0,21 mg/L) concentrações superiores ao limite legislado. O ferro total também não faz parte do escopo da Resolução supracitada, mas o ferro dissolvido sim, sendo seu VMP igual a 0,3 mg/L. Em janeiro/2000, as concentrações de ferro variaram de < 0,05 a 0,28 mg/L, e em junho/2000, de < 0,05 a 0,62 mg/L, sendo os valores mais elevados registrados nos pontos RS2 e RS3.

Rio Gualaxo do Norte/MG

No estudo de Costa (2001), em janeiro e junho/2000, o rio Gualaxo do Norte foi amostrado em 12 localidades desde antes de sua confluência com o córrego Santarém até a comunidade de Gesteira, no distrito de Barra Longa. Em relação à condutividade, no inverno, foram registrados valores

superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em localidades próximo a áreas de garimpo (RG13, RG14 e RG5) e no alto curso do rio Gualaxo do Norte, antes de sua confluência com o córrego Santarém (RG10, RG11, RG12), sendo o valor máximo registrado de 192,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (RG11 em junho/2000). Apesar de não se configurar como uma não conformidade, de acordo com Libânio (2005), águas naturais normalmente apresentam condutividade inferior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As concentrações de sólidos dissolvidos totais também foram mais elevadas no inverno, mas não ultrapassaram o limite de 500 mg/L para rios de Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. Os valores de pH tenderam à neutralidade. Os metais cromo, níquel cobalto, cádmio, chumbo e zinco apresentaram concentrações inferiores ou próximo do limite de quantificação, sendo inferiores aos limites legislados, com exceção do chumbo para o qual se empregou LQ superior ao limite legislado, não sendo possível ter certeza sobre a ocorrência ou não de desacordos. Para o ferro, concentrações mais elevadas foram registradas em junho/2000, com valores entre 0,4 e 8,23 mg/L. Conforme mencionado anteriormente, apesar de o ferro total não ser contemplado na Resolução supracitada, sua fração dissolvida está, sendo seu VMP igual a 0,3 mg/L, o que pode indicar que os resultados de ferro total obtidos por Costa (2001) apresentaram-se elevados no inverno. Para o manganês, a maioria das amostras do rio Gualaxo do Norte, no inverno, apresentou concentrações superiores ao VMP da Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de Classe 2 de 0,1 mg/L, chegando a 3,73 mg/L. No verão, também se registraram concentrações superiores ao VMP, mas ocorreram em um número menor de amostras. Em relação ao alumínio, as concentrações variaram de 0,11 a 2,92 mg/L no inverno, sendo que para o alumínio dissolvido o VMP foi de 0,1 mg/L, os resultados podem indicar valores mais elevados de alumínio na água. No verão, as concentrações foram mais baixas, com algumas amostras tendendo ao limite de quantificação.

Nos pontos amostrados por Fernandes (2017) no rio Gualaxo do Norte em agosto/2015, os valores de oxigênio dissolvido e pH mostraram-se satisfatórios. As concentrações de sólidos totais não passaram de 90 mg/L, mostrando-se adequadas também. No que concerne aos metais e metaloides avaliados no estudo antes do rompimento da barragem de Fundão, as concentrações apresentaram-se abaixo do limite de quantificação do método empregado ou, então, para aqueles elementos abrangidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, os valores estiveram de acordo com os limites da Classe 2. Em relação ao silício, que não é abrangido pela Resolução supracitada, os valores ficaram entre 3,18 e 4,69 mg/L. Quanto ao titânio, também fora do escopo da referida legislação, as concentrações foram inferiores ao limite de quantificação.

No âmbito do Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (CPRM, 2016), as coletas de amostras de água ocorreram em janeiro de 2010 em duas localidades no rio Gualaxo do Norte. Para a maioria as variáveis de qualidade de água avaliadas, os valores resultaram inferiores ou iguais aos limites de detecção, a saber: arsênio dissolvido, boro dissolvido, cádmio dissolvido, cobalto dissolvido, cromo dissolvido, cobre dissolvido, mercúrio dissolvido, níquel dissolvido, chumbo dissolvido, titânio dissolvido e zinco dissolvido. Para o ferro e o alumínio dissolvido, abrangidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, os valores estiveram próximo aos limites legislados, mas ainda inferiores a esses. As concentrações de manganês dissolvido não passaram de 0,03 mg/L, sendo o limite de detecção igual a 0,007 mg/L. A título de comparação, para o manganês total, o limite legislado é de 0,1 mg/L. Para o silício dissolvido, variável não pertencente ao escopo da referida Resolução, os valores estiveram

em torno de 6 mg/L, em média. Quanto aos valores de pH, oxigênio dissolvido e condutividade, estes estiveram dentro da normalidade.

Rio Guandu/ES

No âmbito do Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (CPRM, 2016), o rio Guandu, tributário da margem direita do rio Doce, foi amostrado em quatro localidades em um único evento entre os anos de 2010 e 2011, sendo que dos elementos avaliados, alumínio e ferro dissolvido apresentaram, para a maioria das observações, concentrações superiores ao limite legislado, 0,1 e 0,3 mg/L, respectivamente. Para o manganês dissolvido, a maioria das observações esteve próximo ao limite de detecção do método (0,007 mg/L) e para o zinco dissolvido, as concentrações foram o dobro do limite de detecção (0,01 mg/L). Na Resolução CONAMA nº 357/2005, o limite para manganês total e zinco total é de 0,1 e 0,18 mg/L, respectivamente, desse modo pode-se dizer que comparativamente aos valores legislados as concentrações das frações dissolvidas foram baixas. Para o silício dissolvido, variável não pertencente ao escopo da referida Resolução, os valores estiveram em torno de 6 mg/L, em média. Para os demais elementos estudados, as concentrações foram próximo ou iguais ao limite de detecção. Para o pH e a condutividade, os valores estiveram dentro da normalidade, mas para o oxigênio dissolvido foram registrados duas não conformidades com o limite da Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (valores inferiores a 5,0 mg/L).

Rio Santa Joana/ES

No âmbito do Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (CPRM, 2016), o rio Santa Joana, tributário da margem direita do rio Doce, foi amostrado em duas localidades em um único evento. Dos elementos avaliados, foram registradas não conformidades para o ferro e o alumínio dissolvido em relação aos limites da Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. Para o bário dissolvido e zinco dissolvido foram observadas concentrações superiores ao limite de detecção, esses elementos não são abrangidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, mas o bário total e o zinco total sim, tomando-os como referência as concentrações das frações dissolvidas ainda estiveram distantes de alcançar os limites. Para o silício dissolvido, variável não pertencente ao escopo da referida Resolução, os valores estiveram em torno de 4 mg/L, em média. Para os demais elementos, as concentrações estiveram próximo ou inferiores ao limite de detecção. Quanto aos valores de pH, oxigênio dissolvido e condutividade, estes estiveram dentro da normalidade.

Rio Doce/ES

No âmbito do Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (CPRM, 2016), o rio Doce foi amostrado em uma única localidade, no estado do Espírito Santo, próximo ao município de Colatina, após o deságue dos rios Guandu e Santa Joana. Dos elementos contemplados pela Resolução CONAMA nº 357/2005, não conformidade foi registrada para o ferro dissolvido. Para o silício dissolvido, variável não pertencente ao escopo da referida Resolução, a concentração foi de 12,14 mg/L. Para as frações dissolvidas dos elementos boro, alumínio, bário, manganês, as concentrações foram superiores ao limite de detecção, mas ainda distantes dos limites legislados para as frações totais (ou dissolvida no caso do alumínio), a título de comparação. Para os demais elementos avaliados em suas frações dissolvidas, como arsênio, chumbo, cádmio, mercúrio, níquel, as concentrações foram inferiores ao limite de

detecção. Os valores de condutividade e oxigênio dissolvido apresentaram-se adequados, contudo, o pH apresentou caráter ácido, valor de 5,1.

O IEMA, com a intenção de obter as condições de qualidade de água do rio Doce antes que este fosse atingido, no estado do Espírito Santo, pela onda de lama resultante do rompimento da barragem de Fundão em 05/11/2015, realizou duas campanhas de monitoramento ao longo de cinco pontos do rio Doce (P1, P2, P3, P4 e P5) entre os dias 9 e 18 de novembro. Nessas duas campanhas, foram observados desacordos em relação aos limites da Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para algumas variáveis, sendo a maioria das não conformidades registradas no P2, em Colatina/ES, quais sejam: alumínio dissolvido, ferro dissolvido, manganês total, zinco total, turbidez, cor verdadeira, fósforo total e coliformes termotolerantes. Os desacordos foram observados na campanha do dia 18/11/2015. No P3, também no dia 18/11/2015, foram observadas concentrações de manganês total superando o limite legislado. Esses dois pontos foram os últimos a serem amostrados pelo IEMA antes de a lama atingir o município de Colatina no dia 19/11/2018, o que já pode ter sido um indício de alteração em virtude da frente da pluma da onda de lama de rejeitos. No outro dia em que o P2 foi amostrado (10/11/2015), somente a análise de coliformes termotolerantes indicou não conformidade. Convém destacar, no entanto, que os valores dos referidos parâmetros concernentes à primeira campanha realizada após a passagem da lama foram significativamente maiores. As concentrações de arsênio total, cádmio total, mercúrio total e chumbo total se apresentaram abaixo do limite de quantificação nos cinco pontos amostrados nos dois eventos de coleta prévios à passagem da lama. Para o oxigênio dissolvido e o pH, os valores mostraram-se satisfatórios. Ressalta-se que valores elevados de coliformes termotolerantes, turbidez e fósforo total no rio Doce, no estado do Espírito Santo, já haviam sido diagnosticados no monitoramento contínuo do IEMA.

Conforme mencionado no item de metodologia (2.2.2.2), o Lactec recebeu via *e-mail* diversos laudos com resultados de parâmetros físicos, químicos e biológicos referentes a três pontos de captação no rio Doce do SANEAR Colatina (ES). No total, foram avaliados 92 laudos distribuídos ao longo de 2012 a 2015. Ressalta-se que a quantidade de laudos recebidos de ano para ano variou.

Os laudos recebidos referentes ao ano de 2012 não apresentaram resultados em desacordo com os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de Classe 2. Para esse ano foram recebidos laudos contendo os resultados de água bruta apenas das ETAs do bairro Marista e Bairro São Braz (I e II).

Para o ano de 2013, foram registradas não conformidades referentes ao ponto de captação da ETA IV (Bairro Columbia), no mês de dezembro, para as variáveis DBO (6,00 mg/L) e cor verdadeira (108,00 mg/L), sendo os limites legislados de 5,00 mg/L e 75 mg Pt/L, respectivamente.

No ano de 2014, as não conformidades foram registradas nos seguinte meses para os pontos de captação das três ETAs avaliadas: **janeiro** - ETA I (DBO 6,00 mg/L; cor verdadeira 85,00 mg/L; sulfeto não dissociado 0,006 mg/L); ETA II (cor verdadeira 102,00 mg/L; sulfeto não dissociado 0,006 mg/L); ETA IV (cor verdadeira 120,00 mg/L; sulfeto não dissociado 0,005 mg/L); **abril** - ETA I (sulfeto não dissociado 0,007 mg/L); ETA II (sulfeto não dissociado 0,003 mg/L); ETA (sulfeto não dissociado 0,003 mg/L); **junho** - ETA II (fósforo total 0,548 mg/L); **dezembro** - ETA I (ferro dissolvido 0,509 mg/L; manganês 0,121 mg/L; fósforo total 0,248 mg/L; alumínio dissolvido 0,987 mg/L); ETA II (ferro dissolvido 0,726 mg/L; fósforo total 0,216 mg/L; alumínio dissolvido 1,505 mg/L); ETA IV (ferro dissolvido 0,387 mg/L; manganês

0,101 mg/L; fósforo total 0,338 mg/L; alumínio dissolvido 0,823 mg/L). Recordam-se os limites das variáveis considerando a Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005: sulfeto como H₂S não dissociado (0,002 mg/L), ferro dissolvido (0,3 mg/L), fósforo total (0,1 mg/L) e alumínio dissolvido (0,1 mg/L). É importante destacar que, antes de 2014, não foram recebidos resultados referentes a análises de ferro dissolvido e alumínio dissolvido, sendo que estas, possivelmente, não faziam parte do escopo avaliado pelo SANEAR Colatina.

Em 2015, os desacordos foram registrados para os meses de junho e julho. Sendo no mês de junho, as não conformidades registradas nos pontos de captação da ETA IV (alumínio dissolvido 0,228 mg/L) e da ETA II (ferro dissolvido 0,347 mg/L e alumínio dissolvido 0,306 mg/L). Para o mês de julho, desacordo foi registrado em relação ao ponto de captação da ETA IV (sulfeto como H₂S não dissociado 0,0021 mg/L).

2.3 FITOPLÂNCTON

As microalgas são utilizadas como bioindicadores ambientais, uma vez que respondem rapidamente às alterações físicas, químicas ou hidrológicas impostas ao meio. Esses organismos são abundantes e amplamente distribuídos nos ecossistemas aquáticos, permitindo fácil amostragem (BELLINGER; SIGEE, 2010). Além disso, os indicadores biológicos oferecerem informações de efeitos ambientais prolongados, pois agregam as variações da qualidade da água ao longo do tempo, enquanto os métodos físicos e químicos permitem um conhecimento instantâneo das condições da água (BELLINGER; SIGEE, 2010).

O plâncton de rio, denominado potamoplâncton, geralmente apresenta menor biomassa e número de táxons do que os ambientes lacustres. Isso ocorre porque o fluxo unidirecional da corrente e a maior turbulência do sistema limitam o desenvolvimento dos organismos (REYNOLDS; DESCY; PADISÁK, 1994; BELLINGER; SIGEE, 2010). Nesse sentido, a comunidade de rio, geralmente, é dominada por espécies de crescimento rápido, como as diatomáceas (SHEATH, 2001). Juntamente com o perifíton e as macrófitas aquáticas, o fitoplâncton representa o principal produtor primário de matéria orgânica em ambientes fluviais (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

2.3.1 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

O estudo da comunidade fitoplanctônica em ambientes fluviais esteve concentrado, principalmente, nas estações de monitoramento contínuo do IGAM no rio Doce e tributários. Entre as estações do IGAM, já apresentadas no item de Qualidade de Água, foram selecionadas 12 estações no rio Doce e nove em afluentes, visto que em duas estações de afluentes (RD09 e RD073) não se encontraram dados de cianobactérias disponíveis. O IGAM monitorou as referidas estações entre 1997 e outubro/2015, contudo, as análises qualitativas (identificação das espécies) foram iniciadas mais tardiamente, no ano de 2010.

Foram também avaliados demais estudos realizados em ambientes reófilos da bacia hidrográfica do rio Doce (ANA, 2012; TREMARIN, 2012; BARBOSA et al., 2013; JARDIM et al., 2014; MENDES et al., 2014; MENDES; COSTA, 2016).

2.3.2 METODOLOGIA

No que diz respeito à busca de dados, extensa pesquisa bibliográfica foi realizada acerca de informações sobre o fitoplâncton da bacia do rio Doce, anteriores ao rompimento da barragem de Fundão, ocorrido em 5 de novembro de 2015. Livros, teses de doutorado, dissertações de mestrado, monografias de conclusão de curso, publicações científicas nacionais e internacionais, relatórios técnicos e demais informações obtidas em bases de dados científicos e literatura especializada foram consultados.

Foram também obtidos dados de monitoramento da comunidade fitoplanctônica realizado pelo IGAM no rio Doce e tributários. As informações de riqueza e ocorrência de espécies do fitoplâncton no rio Doce e seus afluentes foram compiladas e tabeladas. Foram calculadas as contribuições das classes de microalgas para a riqueza de espécies registradas no rio Doce e em seus afluentes, bem como as densidades médias do fitoplâncton nesses ambientes. Dados de clorofila-a, densidade de organismos do fitoplâncton e de células de cianobactérias foram plotados sob diferentes formas e avaliados com relação ao período seco e chuvoso.

Para a avaliação de conformidade legal dos resultados, foram adotados os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de Classe 2 para a concentração de clorofila-a ($\leq 30 \mu\text{g/L}$) e densidade de cianobactérias ($\leq 50.000 \text{ cél./mL}$).

2.3.3 RESULTADOS

Poucos estudos foram realizados nos ambientes reófilos da bacia do rio Doce. No relatório PELD/CNPq, Barbosa et al. (2013) relataram 132 espécies de algas encontradas em sete rios (Doce, Ipanema, Santa Bárbara, Piracicaba, Severo, Peixe e Caraça) amostrados entre 1999 e 2000, sendo as classes *Bacillariophyceae* e *Zygnemaphyceae* as mais representativas. Entretanto, o estudo não apresentou a listagem de espécies encontradas.

Tremarin (2012), em estudo taxonômico das diatomáceas do gênero *Aulacoseira* para o Brasil, registrou a ocorrência de três táxons para o plâncton do rio Doce: *A. ambigua* (Gurnow) Simonsen, *A. granulata* (Ehrenberg) Simonsen var. *granulata* e *A. granulata* var. *angustissima* (O. Müller) Simonsen.

A comunidade de algas planctônicas e epifíticas do rio Santa Maria do Doce/ES, afluente da margem direita do rio Doce, foi analisada em nível genérico por Mendes et al. (2014) e Mendes e Costa (2016) com base em amostras coletadas em cinco estações de amostragem em julho de 2013. Os locais amostrados apresentaram águas alcalinas (pH 8,89 a 9,60) e profundidade máxima entre 0,28 e 0,80 m. Um total de 130 táxons foi encontrado, sendo a classe *Bacillariophyceae* a mais representativa em riqueza (61 táxons) e os gêneros *Surirella* Turpin e *Gyrosigma* Hassal registrados como dominantes.

No programa de monitoramento contínuo do IGAM, foram realizadas análises qualitativas e quantitativas do fitoplâncton (janeiro/2010 a outubro/2015), em 12 estações no rio Doce e nove afluentes: rio Piranga (RD013), rio Casca (RD018), rio Piracicaba (RD034), rio Santo Antônio (RD039), rio Corrente Grande (RD040), rio Caratinga (RD057), rio Manhuaçu (RD065), rio do Carmo (RD071) e rio Suaçuí Grande (RD089) (Tabela 92). Tais estações de monitoramento já foram descritas no item de Qualidade de Água. A flora fitoplanctônica da região foi composta por 404 espécies (Tabela 92),

sendo 365 encontradas apenas no rio Doce. A menor riqueza constatada para a maioria dos afluentes, provavelmente, foi decorrente do menor número de análises realizadas nesses locais.

Tabela 92 – Listagem e ocorrência de espécies de algas planctônicas encontradas no rio Doce e seus afluentes.

Amostra	rio Doce												afluentes									
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089	
Táxon																						
Chlorophyceae																						
<i>Acanthosphaera</i> sp.	x													x								
<i>Actinastrum hantzschii</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x	
<i>Actinastrum</i> sp.	x		x	x	x				x	x		x		x				x				
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>					x	x		x	x			x		x		x	x	x				
<i>Ankistrodesmus densus</i>		x			x	x		x	x	x		x		x		x						
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>									x										x			
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x			x		x	x		x	
<i>Botryococcus</i> sp.	x	x			x		x				x	x	x			x	x					
<i>Bulbochaete</i> sp.										x												
<i>Chlamydomonas</i> sp.	x	x	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		
<i>Chlorella</i> sp.														x								
<i>Closteriopsis</i> sp.					x			x													x	
<i>Coelastrum astroideum</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x	x		
<i>Coelastrum cambricum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x						x				
<i>Coelastrum microporum</i>	x		x	x	x	x		x	x							x	x	x	x			
<i>Coelastrum pulchellum</i>														x								
<i>Coelastrum reticulatum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Coelastrum sphaericum</i>	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x		x			x	x				
<i>Coelastrum</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x		x	x			
<i>Crucigenia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x		x	
<i>Crucigeniella cricifera</i>														x								
<i>Crucigeniella</i> sp.																x						
<i>Desmodesmus armatus</i>													x	x								
<i>Desmodesmus communis</i>		x				x						x	x					x	x			
<i>Desmodesmus denticulatus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
<i>Desmodesmus protuberans</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x			
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	
<i>Desmodesmus spinosus</i>			x	x									x		x				x			
<i>Desmodesmus</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		

Amostra	rio Doce												afluentes									
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089	
Táxon																						
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x				x	x			
<i>Dimorphococcus</i> sp.												x				x			x			
<i>Elakatothrix</i> sp.																x		x				
<i>Eudorina elegans</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x				
<i>Eudorina unicoca</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x			x				
<i>Eudorina</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x		x	x	x			
<i>Eudorina</i> sp.2						x																
<i>Eutetramorus fottii</i>			x	x								x										
<i>Eutetramorus</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Eutetramorus</i> sp.2										x						x						
<i>Franceia</i> sp.										x												
<i>Golenkinia paucispina</i>		x		x						x		x							x			
<i>Golenkinia radiata</i>	x		x		x	x	x	x	x	x		x					x	x	x			
<i>Golenkinia</i> sp.	x		x	x		x	x	x	x	x									x			
<i>Gonium</i> sp.									x			x						x				
<i>Kirchneriella diana</i> e												x								x		
<i>Kirchneriella lunaris</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x				x		x	x			
<i>Kirchneriella obesa</i>	x				x	x		x	x		x	x	x					x	x			
<i>Kirchneriella</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Kirchneriella</i> sp.2																			x			
<i>Lagerheimia</i> sp.									x	x		x							x		x	
<i>Micractinium bornhemense</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x						
<i>Micractinium pusillum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x		x	
<i>Micractinium</i> sp.	x	x	x	x	x	x				x			x					x				
<i>Microspora</i> sp.	x																					
<i>Monactinus simplex</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x			x	x	x	x	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	x	x	x	x	x	x	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		x	
<i>Monoraphidium</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x		x	
<i>Nephrocytium</i> sp.						x	x			x	x										x	
<i>Oedogonium</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Oocystis lacustris</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x			
<i>Oocystis</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x		x	
<i>Pandorina morum</i>					x				x										x			
<i>Pandorina</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x		x	
<i>Pediastrum angulosum</i>												x										
<i>Pediastrum duplex</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Pediastrum duplex</i> f. <i>rectangulare</i>						x				x												
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>sturmii</i>									x			x						x				
<i>Pseudodidymocystis</i> sp.									x							x		x		x		

Amostra	rio Doce												afluentes									
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089	
Táxon																						
<i>Pyrobotrys</i> sp.	x				x						x	x										
<i>Quadrigula</i> sp.								x					x	x		x						
<i>Scenedesmus acuane</i>									x			x										
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
<i>Scenedesmus acutus</i>	x																					
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	x													x								
<i>Scenedesmus bernardii</i>		x										x		x								
<i>Scenedesmus indicus</i>														x								
<i>Scenedesmus obtusus</i>														x								
<i>Scenedesmus ovalternus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x	x			
<i>Scenedesmus</i> sp.	x					x	x	x		x	x		x					x	x	x		
<i>Schroederia</i> cf. <i>setigera</i>				x						x								x				
<i>Schroederia</i> sp.		x		x		x			x	x		x		x								
<i>Selenastrum bibraianum</i>								x														
<i>Selenastrum</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x	x			
<i>Spermatozoopsis exultans</i>			x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x		x	x	x	
<i>Stauridium tetras</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x		
<i>Tetraedron</i> sp.	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x		x			x			
<i>Tetrallantos lagerheimii</i>	x		x			x	x	x	x	x	x					x						
<i>Tetrallantos</i> sp.	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x							x			
<i>Tetrastrum</i> sp.						x	x		x	x		x										
<i>Treubaria</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x	x			
<i>Ulothrix</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	
Chlorococcales N.I.	x																					
Chaetophoraceae N.I	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x		
Ulotrichaceae N.I.												x										
Zygnemaphyceae																						
<i>Actinotaenium wollei</i>											x											
<i>Actinotaenium</i> sp.	x		x		x	x		x	x	x	x	x	x			x	x		x	x		
<i>Bambusina</i> sp.		x				x									x	x						
<i>Closterium gracile</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								x				
<i>Closterium libellula</i>	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x		x	x	
<i>Closterium lineatum</i>						x		x	x													
<i>Closterium lunula</i>	x					x		x	x			x				x		x	x			
<i>Closterium moniliferum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Closterium setaceum</i>	x	x		x	x	x		x		x	x	x			x	x	x	x	x	x		
<i>Closterium</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Closterium</i> sp.2	x	x	x			x	x			x			x	x	x	x		x	x	x		
<i>Closterium</i> sp.3	x							x			x		x	x	x			x		x		
<i>Cosmarium biretum</i>														x								
<i>Cosmarium botrytis</i>	x										x		x									

Amostra	rio Doce												afluentes									
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089	
Táxon																						
<i>Cosmarium contractum</i>																x			x			
<i>Cosmarium moniforme</i>										x						x		x	x			
<i>Cosmarium quadrum</i>					x			x		x			x			x						
<i>Cosmarium cf. ralfsii</i>												x										
<i>Cosmarium reniforme</i>								x		x			x		x	x			x	x	x	
<i>Cosmarium cf. speciosum</i>										x		x										
<i>Cosmarium sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Cosmarium sp.2</i>	x	x			x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x		
<i>Cosmarium sp.3</i>						x			x		x									x		
<i>Cosmocladium sp.</i>															x							
<i>Desmidium aptogonum</i>																		x	x			
<i>Desmidium baileyi</i>										x						x			x			
<i>Desmidium grevillei</i>											x											
<i>Desmidium quadratum</i>												x					x					
<i>Desmidium sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Euastrum ansatum</i>													x	x								
<i>Euastrum binale</i>			x										x									
<i>Euastrum demticulatum</i>															x							
<i>Euastrum cf. evolutum</i>															x							
<i>Euastrum monocylum</i>								x														
<i>Euastrum cf. spinulosum</i>																			x			
<i>Euastrum sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	
<i>Euastrum sp.2</i>		x					x							x	x							
<i>Gonatozygon pilosum</i>																			x			
<i>Gonatozygon sp.</i>			x	x					x	x		x			x		x		x		x	
<i>Haplotaenium sp.</i>										x									x	x		
<i>Hyalotheca dissiliens</i>																	x					
<i>Hyalotheca sp.</i>	x											x			x	x		x	x			
<i>Isthmochloron gracile</i>		x				x	x		x	x		x										
<i>Isthmochloron sp.</i>														x								
<i>Micrasterias laticeps</i>												x										
<i>Micrasterias papillifera</i>											x											
<i>Micrasterias pinnatifida</i>										x		x			x			x	x			
<i>Micrasterias truncata</i>	x		x							x			x						x	x		
<i>Micrasterias sp.</i>			x	x		x	x		x	x	x				x	x		x	x	x		
<i>Mougeotia sp.</i>	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	
<i>Netrium interruptum</i>																				x		
<i>Netrium sp.</i>											x				x							
<i>Onychonema sp.</i>										x												
<i>Penium margaritaceum</i>	x										x											
<i>Penium sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x	x	x		x	x	x		

Amostra	rio Doce												afluentes									
Táxon	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089	
<i>Pleurotaenium</i> sp.		x				x	x	x	x		x	x				x	x	x	x			
<i>Roya</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x			x	
<i>Spirogyra</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Spirogyra</i> sp.2			x				x			x								x	x			
<i>Spirotaenia</i> sp.	x	x			x	x	x	x	x		x	x	x			x	x		x	x		
<i>Spondylosium</i> sp.						x																
<i>Staurastrum crassus</i>			x							x							x		x			
<i>Staurastrum dickiei</i>	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x				x			x			
<i>Staurastrum grillatorium</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x		x	x			
<i>Staurastrum laeve</i>																x			x			
<i>Staurastrum leptocladum</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x						
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
<i>Staurastrum muticum</i>	x	x	x	x	x				x		x	x			x	x	x		x	x		
<i>Staurastrum orbiculare</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x			
<i>Staurastrum quadrangulare</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x		x	x		
<i>Staurastrum rotula</i>	x		x	x			x		x	x		x		x			x					
<i>Staurastrum setigerum</i>	x	x		x			x	x		x		x		x		x	x		x	x		
<i>Staurastrum smithii</i>		x																				
<i>Staurastrum tetracerum</i>	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x						x	x			
<i>Staurastrum trifidum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x			
<i>Staurastrum</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x			
<i>Staurastrum</i> sp.2				x		x						x							x			
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>														x					x			
<i>Staurodesmus dejectus</i>					x														x			
<i>Staurodesmus dickiei</i>	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x			x			
<i>Staurodesmus</i> sp.		x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x		x		x	x			
<i>Teilingia granulata</i>																						
<i>Teilingia</i> sp.															x		x		x	x		
<i>Xanthidium</i> sp.										x								x				
<i>Zygnema</i> sp.			x		x			x					x			x	x					
Peniaceae sp.			x					x			x					x						
Cyanophyceae																						
<i>Anabaena</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	
<i>Aphanizomenon</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x										
<i>Aphanocapsa</i> sp.	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x		x	
<i>Aphanocapsa</i> sp.2														x								
<i>Arthrospira</i> cf. <i>platensis</i>																				x		
<i>Asterocapsa</i> sp.				x					x		x					x		x	x		x	
<i>Bacularia</i> sp.				x				x														
<i>Blennothrix</i> sp.		x																	x			
<i>Chroococcus</i> sp.	x	x	x	x		x				x						x			x			

Amostra	rio Doce												afluentes									
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089	
Táxon																						
Coelomorum sp.					x				x		x		x	x			x					
Coelosphaerium sp.								x	x	x	x										x	
Cuspidothrix sp.												x		x								
Cylindrospermopsis/ Raphidiopsis	x	x	x		x					x		x	x	x		x				x		
Cylindrospermopsis sp.														x								
Dolichospermum cf. planctonicum	x	x	x		x	x	x	x	x			x										
Dolichospermum sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x				x			x			
Epigloeosphaera sp.																				x		
Geitlerinema splendidum	x		x		x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x		x		x	
Geitlerinema sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Geitlerinema sp.2										x			x									
Komvophoron sp.	x			x	x	x	x	x			x	x	x	x		x	x	x	x			
Leptolyngbya sp.		x				x		x	x		x		x		x							
Limnothrix sp.				x	x			x	x	x	x	x	x		x			x	x	x		
Lyngbya sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	
Merismopedia glauca	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	
Merismopedia tenuissima		x	x		x	x	x	x	x	x				x	x		x			x		
Merismopedia sp.		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x			x			
Microcystis aeruginosa	x									x				x								
Microcystis sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x			x			
Nostoc sp.												x										
Oscillatoria limosa												x										
Oscillatoria princeps					x	x	x	x	x	x		x										
Oscillatoria sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Oscillatoria sp.2			x		x	x	x	x	x	x		x								x		
Phormidium cf. tergestinum										x												
Phormidium sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Phormidium sp.2				x	x	x	x	x		x	x	x	x	x				x		x	x	
Phormidium sp.3										x												
Planktothricoides sp.												x										
Planktolymgbya sp.	x	x	x	x	x			x			x				x			x		x		
Planktothrix agardhii									x								x	x				
Planktothrix isothrix						x				x					x		x					
Planktothrix sp.		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x			
Pseudanabaena galeata														x								
Pseudoanabaena sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
Pseudoanabaena sp.2												x										
Radiocystis sp.	x	x	x			x	x	x	x	x		x						x	x			
Scytonema sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x			

Amostra	rio Doce												afluentes									
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089	
Táxon																						
<i>Sphaerocavum brasiliense</i>	x									x				x								
<i>Spirulina</i> sp.									x													
<i>Tolipothrix</i> sp.												x										
<i>Trichonema</i> sp.									x	x												
Chroococcales N.I.		x		x				x	x	x							x		x			
Nostocaceae N.I.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x				x			x			
Phormidiaceae N.I.					x				x										x			
Pseudoanabaenaceae N.I.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		
Rivulariaceae N.I.						x																
Bacillariophyceae																						
<i>Achnanthes inflata</i>	x	x									x											
<i>Achnanthes</i> sp.	x	x		x		x	x	x			x	x		x				x	x			
<i>Achnanthidium exiguum</i>				x									x			x						
<i>Achnanthidium</i> cf. <i>minutissimum</i>			x	x		x	x		x	x	x		x			x	x	x	x	x	x	
<i>Achnanthidium</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Achnanthidium</i> sp.2	x					x	x								x			x				
<i>Amphipleura</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
<i>Amphora ovalis</i>									x													
<i>Amphora</i> sp.		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x		x				
<i>Aulacoseira ambigua</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x				x	x	x	x		x	
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x	x	x	x		x	
<i>Aulacoseira granulata</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x		x	
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>muzzanensis</i>												x										
<i>Aulacoseira tenella</i>							x															
<i>Aulacoseira</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x				x		x	x			
<i>Aulacoseira</i> sp.2	x		x	x						x												
<i>Bacillaria</i> sp.				x												x						
<i>Caloneis</i> sp.			x		x	x		x														
<i>Capartogramma</i> sp.	x																	x				
<i>Cocconeis</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
<i>Craticula</i> sp.	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x	
<i>Cyclotella</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Cymbella charrua</i>	x	x		x							x		x	x	x	x	x			x	x	
<i>Cymbella tumida</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Cymbella</i> sp.	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	
<i>Cymbopleura</i> sp.		x			x	x		x	x	x	x				x	x		x	x	x		
<i>Diploneis</i> sp.			x	x			x	x						x				x		x		
<i>Discostella stelligera</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		

Amostra	rio Doce												afluentes									
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089	
Táxon																						
<i>Discostella</i> sp.																				x		
<i>Encyonema</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Encyonema</i> sp.2															x	x		x		x	x	
<i>Eunotia bilunaris</i>	x	x	x						x			x						x				
<i>Eunotia</i> cf. <i>bilunaris</i>					x	x			x	x	x	x	x		x	x		x	x		x	
<i>Eunotia flexuosa</i>																	x					
<i>Eunotia</i> cf. <i>indica</i>		x																				
<i>Eunotia lanceolata</i>															x							
<i>Eunotia lineolata</i>						x										x						
<i>Eunotia</i> cf. <i>minor</i>						x							x									
<i>Eunotia</i> cf. <i>praerupta</i>									x		x											
<i>Eunotia</i> cf. <i>rabenhorstii</i>											x											
<i>Eunotia serra</i>											x											
<i>Eunotia</i> cf. <i>trigibba</i>											x											
<i>Eunotia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Eunotia</i> sp.2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x			
<i>Eunotia</i> sp.3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x			
<i>Fragilaria capucina</i>													x							x		
<i>Fragilaria</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x			
<i>Fragilaria</i> sp.2			x																			
<i>Frustulia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x			
<i>Gomphonema augur</i>	x	x	x		x	x			x	x	x	x						x				
<i>Gomphonema gracile</i>	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x			
<i>Gomphonema lagenula</i>															x				x	x		
<i>Gomphonema</i> cf. <i>laticolum</i>						x	x	x				x						x	x			
<i>Gomphonema parvulum</i>	x																					
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>									x										x			
<i>Gomphonema turris</i>	x	x			x		x		x	x		x						x	x			
<i>Gomphonema</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Gomphonema</i> sp.2	x				x				x						x	x						
<i>Gyrosigma acuminatum</i>		x		x	x	x				x		x	x			x		x		x		
<i>Gyrosigma</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Gyrosigma</i> sp.2														x								
<i>Hantzschia amphioxys</i>															x					x		
<i>Hantzschia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	
<i>Hydrosera</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Luticola</i> sp.	x	x		x	x	x	x	x		x	x				x			x	x			
<i>Melosira varians</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Melosira</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x	x		
<i>Navicula</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	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	x	x	x	x	x	

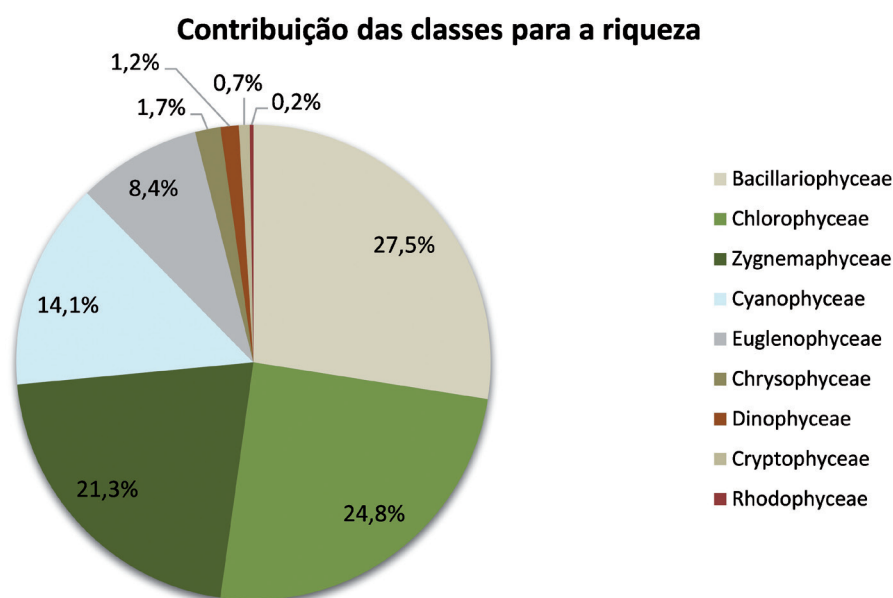
Amostra	rio Doce												afluentes								
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089
Táxon																					
<i>Neidium</i> sp.	x	x		x	x			x	x	x	x			x	x	x		x			x
<i>Nitzschia palea</i>	x											x			x			x			
<i>Nitzschia reversa</i>	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Nitzschia sigmaidea</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x				x		x	x		x
<i>Nitzschia</i> sp.	x	x	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	x	x	x
<i>Nitzschia</i> sp.3									x												
<i>Pinnularia borealis</i>												x									
<i>Pinnularia</i> cf. <i>divergens</i>		x										x	x		x	x					
<i>Pinnularia</i> cf. <i>gibba</i>	x	x			x			x		x	x							x			
<i>Pinnularia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pinnularia</i> sp.2		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x			x	x		x
<i>Pinnularia</i> sp.3														x							x
<i>Placoneis</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x
<i>Planothidium</i> sp.						x		x	x			x									x
<i>Pleurosigma</i> sp.					x																
<i>Pleurosira laevis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		
<i>Pleurosira</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Psammothidium</i> sp.											x										
<i>Rhopalodia</i> sp.											x							x			
<i>Stauroneis</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x						x	x	x	
<i>Staurosira</i> sp.					x																
<i>Stenopterobiacurvula</i>								x													x
<i>Stenopterobia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Surirella angusta</i>						x			x									x	x		
<i>Surirella guatimalensis</i>	x					x				x	x	x	x	x			x	x	x	x	x
<i>Surirella linearis</i>		x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Surirella robusta</i>	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	
<i>Surirella tenera</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Surirella</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Surirella</i> sp.2	x	x		x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Surirella</i> sp.3	x					x	x		x	x				x		x			x		
<i>Synedra goulardii</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Synedra</i> sp.	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x				x	x			x	x	
<i>Terpsinoe musica</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Terpsinoe</i> sp.								x													
<i>Tryblionella</i> sp.		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x
<i>Ulnaria acus</i>	x											x							x		
<i>Ulnaria ulna</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Urosolenia longiseta</i>										x											
<i>Urosolenia</i> sp.																	x		x		

Amostra	rio Doce												afluentes											
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089			
Táxon																								
Chrysophyceae																								
<i>Dinobryon bavaricum</i>												x			x		x							
<i>Dinobryon sertularia</i>			x		x	x		x				x		x			x		x					
<i>Dinobryon</i> sp.								x							x	x								
<i>Mallomonas</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	
<i>Mallomonas</i> sp.2	x	x			x		x	x	x	x														
<i>Synura uvella</i>												x												
<i>Synura</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		
Dinophyceae																								
<i>Ceratium</i> sp.	x	x	x	x																				
<i>Gymnodinium</i> sp.	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x		x	x	x		x				
<i>Peridinium cinctum</i>	x																							
<i>Peridinium pusillum</i>										x														
<i>Peridinium</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x				
Euglenophyceae																								
<i>Euglena acus</i>											x													
<i>Euglena fusiformis</i>	x											x												
<i>Euglena mutabilis</i>					x						x													
<i>Euglena ovum</i>					x																			
<i>Euglena polymorpha</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x			x	x	x	x						
<i>Euglena salina</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x	x					
<i>Euglena viridis</i>					x		x		x	x		x					x	x						
<i>Euglena</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		
<i>Euglena</i> sp.2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x	x					
<i>Euglena</i> sp.3	x		x				x					x												
<i>Euglena</i> sp.4									x															
<i>Lepocinclis acus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x					x		x					
<i>Lepocinclis ovum</i>					x										x		x							
<i>Lepocinclis oxyuris</i>						x	x	x		x														
<i>Lepocinclis spirogyra</i>					x		x	x	x				x						x					
<i>Lepocinclissalina</i>	x	x	x	x							x	x												
<i>Lepocinclis</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lepocinclis</i> sp.2		x																x						
<i>Monomorphina</i> sp.		x								x														
<i>Phacus contortus</i>									x															
<i>Phacus longicauda</i>		x	x		x		x	x	x	x								x	x			x		
<i>Phacus orbicularis</i>	x				x				x	x		x												
<i>Phacus pleuronectes</i>			x	x	x	x		x	x	x	x	x												
<i>Phacus suecicus</i>												x						x						
<i>Phacus tortus</i>					x		x	x	x	x		x						x						
<i>Phacus</i> sp.	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x					

Amostra	rio Doce												afluentes									
	RD019	RD023	RD033	RD035	RD044	RD045	RD053	RD058	RD059	RD067	RD072	RD083	RD013	RD018	RD034	RD039	RD040	RD057	RD065	RD071	RD089	
Táxon																						
<i>Strombomonas</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					x					
<i>Trachelomonas acanthophora</i>				x																		
<i>Trachelomonas armata</i>	x	x		x	x	x			x	x	x	x						x	x		x	
<i>Trachelomonas hispida</i>						x													x			
<i>Trachelomonas oblonga</i>	x																					
<i>Trachelomonas volvocina</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x		x	x	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>				x								x						x				
<i>Trachelomonas</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Cryptophyceae																						
<i>Cryptomonas erosa</i>	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x			x	x	x		
<i>Cryptomonas</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Cryptomonas</i> sp.2	x																x					
Rhodophyceae																						
Batrachospermaceae N.I.											x											
RIQUEZA TOTAL	204	190	186	183	200	209	183	199	213	221	182	223	123	139	133	170	115	190	204	115	105	
Número de observações	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	9	9	9	17	9	24	17	9	9	

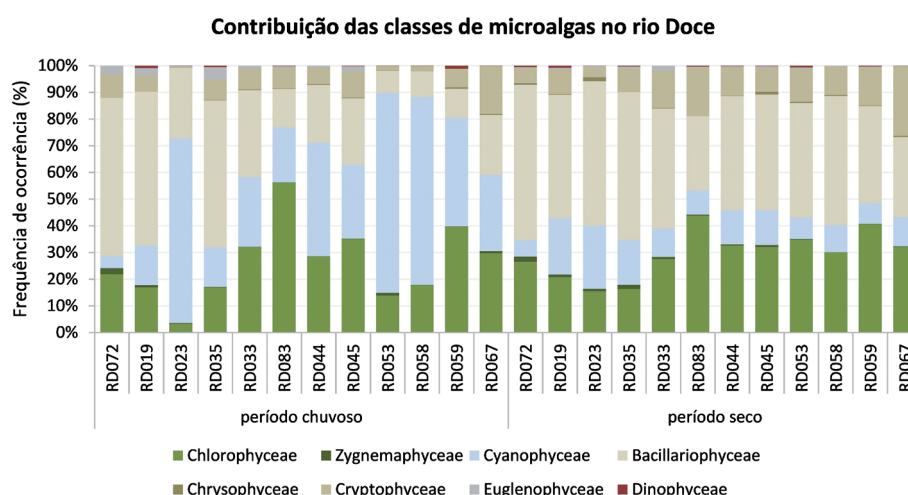
Diatomáceas (classe *Bacillariophyceae*), clorófitas (classe *Chlorophyceae*), desmídias (classe *Zygnemaphyceae*) e cianobactérias (classe *Cyanophyceae*) foram os principais grupos encontrados (Figura 280).

Figura 280 – Contribuição das classes de microalgas para a riqueza de espécies registrada no rio Doce e seus afluentes.



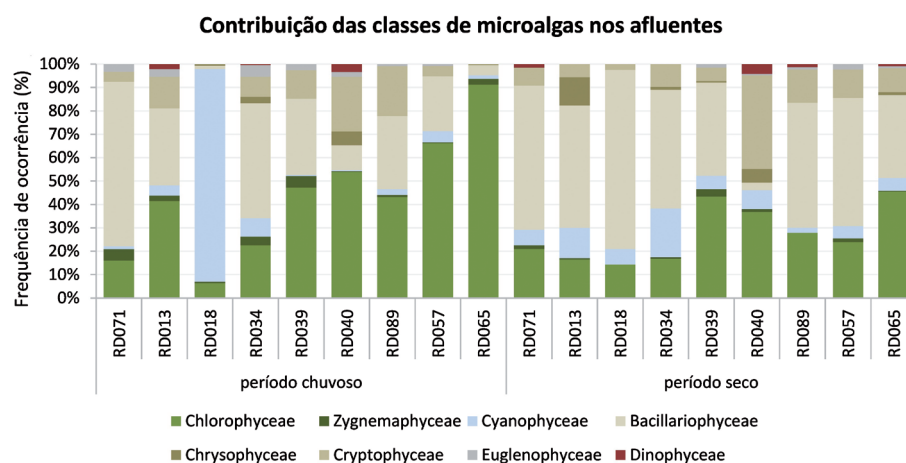
Considerando os dados obtidos nas análises quantitativas (ind/mL) realizadas pelo IGAM entre 1997 e outubro de 2015, observou-se que as cianobactérias e algas verdes (*Chlorophyceae*) foram os principais constituintes da comunidade fitoplanctônica do rio Doce, no período chuvoso (Figura 281). Entretanto, no período de seca ocorreu uma maior contribuição do grupo das diatomáceas (*Bacillariophyceae*) juntamente com as algas verdes.

Figura 281 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade nas estações de monitoramento ao longo do rio Doce durante os períodos chuvoso e seco.



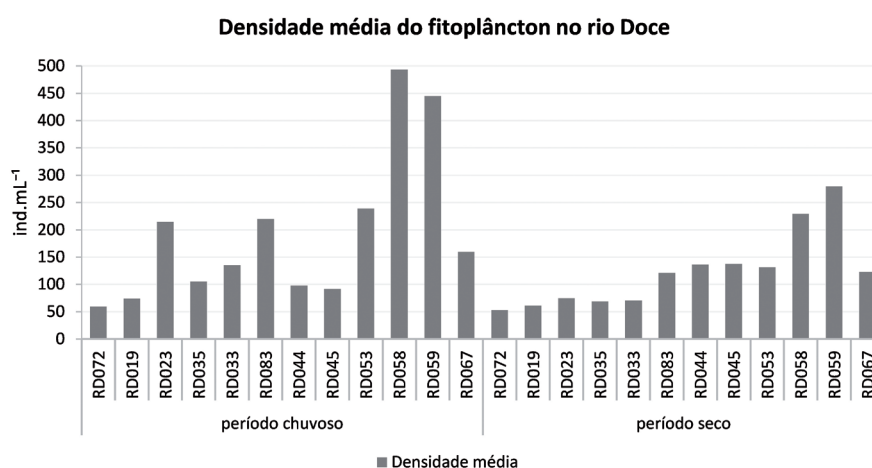
De maneira geral, o fitoplâncton presente nos afluentes do rio Doce foi formado, principalmente, por algas verdes (*Chlorophyceae*) no período chuvoso e, por diatomáceas, no período seco (Figura 282). Exceção se registrou para o rio Casca (RD018), onde as cianobactérias constituíram importante parcela da comunidade no período chuvoso. As algas flageladas (*Chrysophyceae*, *Cryptophyceae*, *Euglenophyceae* e *Dinophyceae*) estiveram presentes em quase todas as estações avaliadas (Figura 282). Os fitoflagelados são organismos oportunistas, colonizadores, que apresentam alta taxa de crescimento e tolerância a estresse ambiental estabelecido. Podem ocorrer em várias épocas do ano, aproveitando-se de condições ambientais adversas (OLRIK, 1994).

Figura 282 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade nas estações de monitoramento nos afluentes durante os períodos chuvoso e seco.



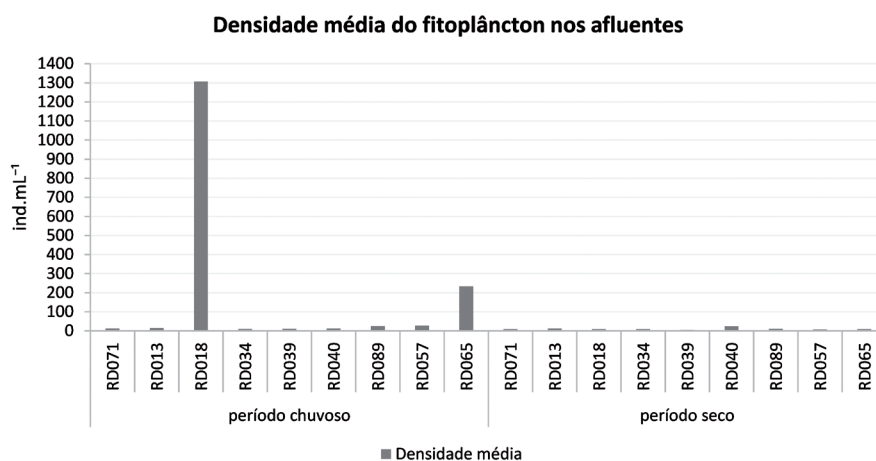
Em média, a densidade de microalgas presentes no rio Doce foi maior no período chuvoso (194,7 ind/mL) do que no seco (123,9 ind/mL) (Figura 283). As estações RD058 e RD059 apresentaram as maiores densidades em ambos os períodos (Figura 283).

Figura 283 – Densidade média de indivíduos encontrada nas estações avaliadas ao longo do rio Doce durante os períodos chuvoso e seco.



A densidade de organismos registrada nos afluentes foi inferior à do rio Doce, exceto no rio Casca (RD018) e rio Manhuaçu (RD065), que apresentaram valores mais elevados (densidade média 1.307 ind/mL e 233 ind/mL, respectivamente) no período chuvoso (Figura 284). Assim como constatado no rio Doce, os afluentes apresentaram densidade média mais elevada no período chuvoso (184 ind/mL) e menor no seco (11 ind/mL) (Figura 284).

Figura 284 – Densidade média de indivíduos encontrada nas estações avaliadas nos afluentes do rio Doce durante os períodos chuvoso e seco.



Alguns valores de clorofila-a mensurados no rio Doce pelo IGAM, entre 1997 e outubro de 2015, foram mais elevados do que o limite disposto pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de Classe 2 ($\leq 30 \mu\text{g/L}$) (Figura 285). O valor máximo, de $143,65 \mu\text{g/L}$, foi registrado em julho/2010,

na estação RD059, no município de Resplendor. Entretanto, os valores médios de clorofila-a ficaram abaixo de 13 $\mu\text{g/L}$, sendo mais elevados nas estações presentes nos municípios de Conselheiro Pena (RD058) e Resplendor (RD059) (Figura 285). Também, constatou-se que no período chuvoso (outubro a março) as medianas foram superiores às do período seco (abril a setembro) (Figura 286).

Figura 285 – Valores médios ($\bar{x}$), mediana (linha), mínimos e máximos (barra) de clorofila-a ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.

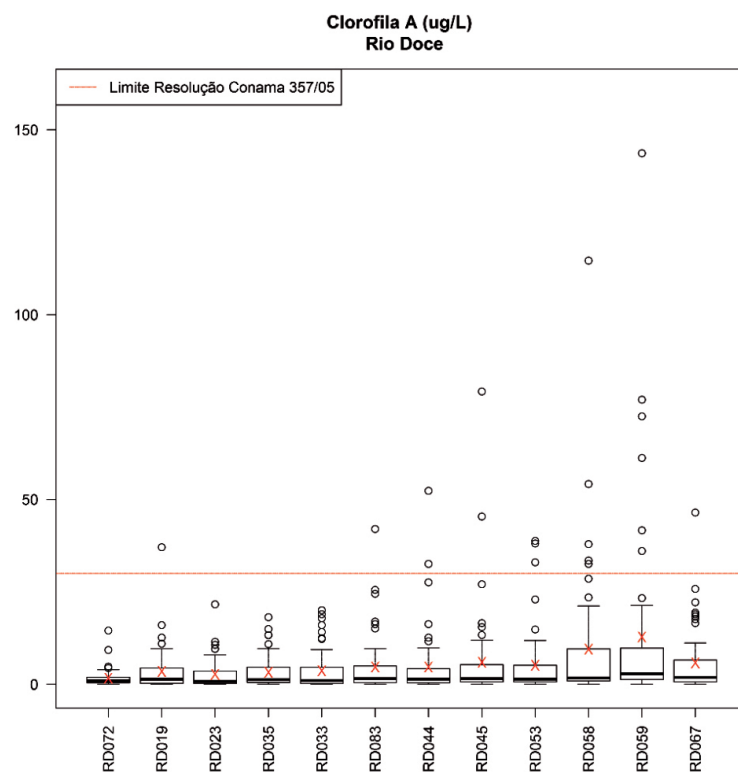
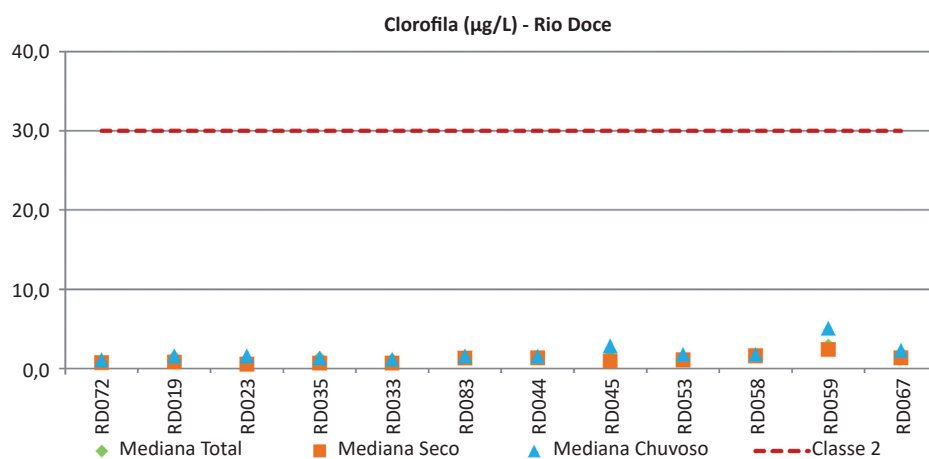


Figura 286 – Medianas dos valores de clorofila-a para os períodos total, seco e chuvoso ao longo das estações de monitoramento do rio Doce.



Nas estações monitoradas nos tributários do rio Doce, poucos valores de clorofila-a estiveram em desacordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, com valor máximo chegando a 58,74 µg/L, no rio Ribeirão Sacramento (RD073) em janeiro/2013 (Figura 287). O rio Suaçuí Grande (RD089) apresentou o maior valor médio de clorofila-a (7,3 µg/L) e o rio Santo Antônio (RD039), o menor (1,7 µg/L) (Figura 287). Assim como no rio Doce, as medianas foram mais elevadas no período chuvoso (Figura 288).

Figura 287 – Valores médios (x), mediana (linha), mínimos e máximos (barra) de clorofila-a nas estações de monitoramento nos afluentes do rio Doce.

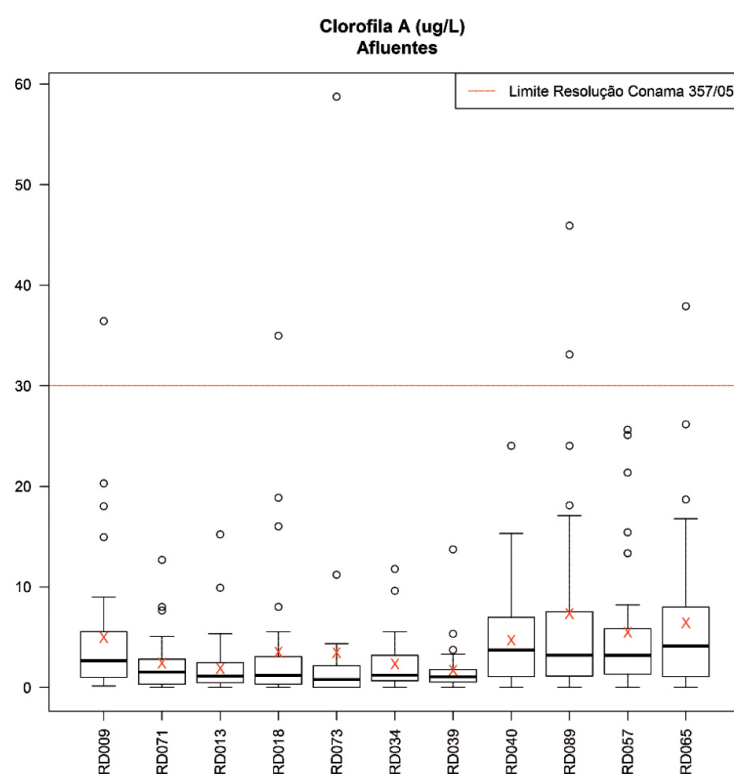
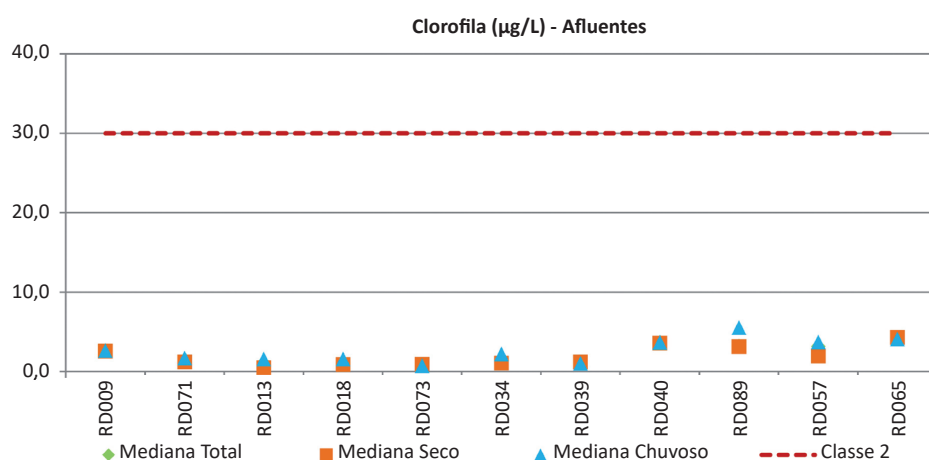


Figura 288 – Medianas dos valores de clorofila-a para os períodos total, seco e chuvoso nas estações de monitoramento nos afluentes do rio Doce.

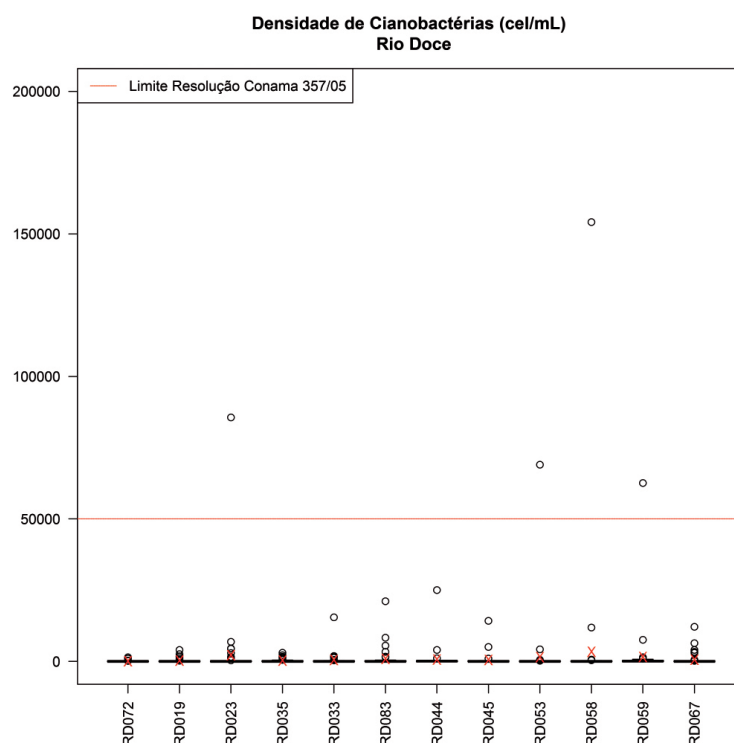


Cianobactérias potencialmente tóxicas

Entre as 59 espécies de cianobactérias registradas nas análises do IGAM (Tabela 92), 27 são citadas como potenciais produtoras de toxinas na literatura. *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Arthrospira*, *Cylindrospermopsis*, *Cuspidothrix*, *Dolichospermum*, *Lyngbya*, *Planktothrix*, *Phormidium*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Radiocystis*, *Merismopedia tenuissima* e *Pseudanabaena galeata* podem produzir toxinas com efeitos hepatotóxicos e/ou neurotóxicos (PANOSSO et al., 2007; TEDESCO; CLERCIN, 2011; HODOKI et al., 2012; CETESB, 2013; RANGEL et al., 2014). Além disso, todas as cianobactérias contêm lipopolissacarídeos na composição de suas membranas celulares, os quais podem causar irritação e lesões quando em contato com a pele e mucosas (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

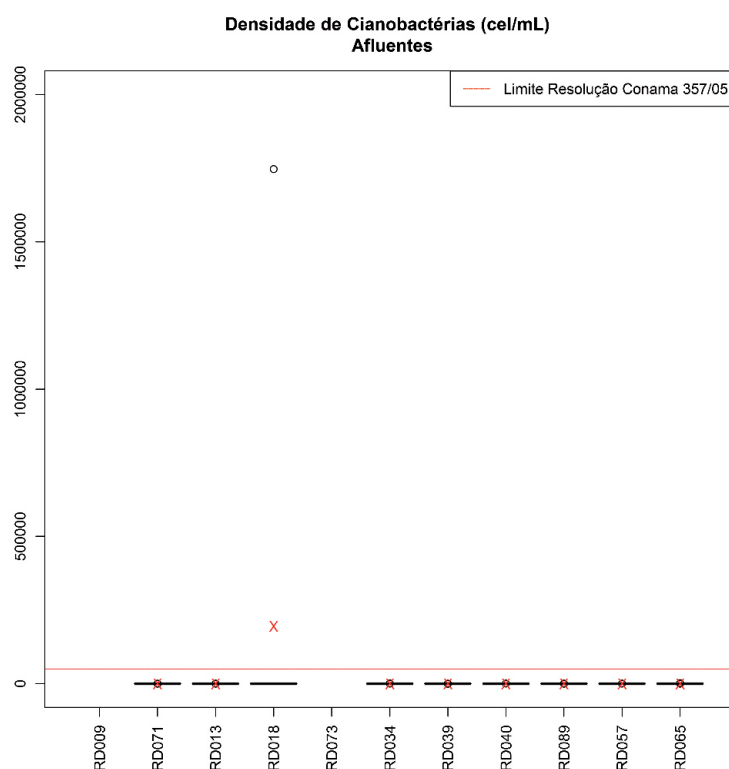
Densidades celulares elevadas de cianobactérias foram constatadas nas análises quantitativas do IGAM para o rio Doce, com valor máximo de 154.120 cél./mL registrado na estação localizada no município de Conselheiro Pena (RD058), em outubro/2012 (Figura 289). Entretanto, os valores médios estiveram abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (densidade de cianobactérias até 50.000 cél./mL – indicada pela linha vermelha observada na Figura 289).

Figura 289 – Densidade celular (cél.mL⁻¹) das cianobactérias registradas no rio Doce.



Eventos de floração de cianobactérias foram registrados no rio Doce (Figura 289), e estes foram ocasionados por espécies potencialmente tóxicas: *Cylindropermosis/Raphidiopsis* (outubro/2015 - RD023: 85.354 cél./mL) e *Dolichospermum planctonicum* (outubro/2012 - RD053: 69.022 cél./mL, RD058: 153.198 cél./mL, RD059: 61.323 cél./mL).

Nos afluentes do rio Doce, apenas o rio Casca (RD018) apresentou desacordo com o limite legislado, apresentando densidade celular de cianobactérias de até 1.746.678 cél./mL, em outubro/2015, e média de 194.209 cél./mL (Figura 290). As espécies *Cylindropermosis/Raphidiopsis* e *Cuspidothrix* sp. foram as principais formadoras de floração no rio Casca.

Figura 290 – Densidade celular (cél.mL⁻¹) das cianobactérias registradas nos afluentes do rio Doce.

Jardim et al. (2014) analisaram a ocorrência de cianobactérias em dez estações no rio Doce, monitoradas pelo IGAM de 2008 a 2012. Os autores constataram um aumento gradativo na densidade desses organismos no sentido montante-jusante, e uma associação dos períodos de maior densidade celular com a redução da temperatura da água, turbidez e concentração de fósforo total aliada a condições de período estival. Segundo os dados da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa), obtidos de 2005 a 2012, e ANA (2012), as florações de cianobactérias no rio Doce foram ocasionadas por *Cylindrospermopsis raciborskii* em 2005 e 2009, *Aphanocapsa* sp. em 2007, *Dolichospermum palnctonicum* e *D. solitarium* em 2010, 2011 e 2012 (JARDIM et al., 2014).

O monitoramento das cianobactérias de ambientes lóticos da baía do rio Doce é realizado pelo IGAM, Copasa, Serviços Autônomos de Água e Esgoto (SAAE) e Companhia Espírito Santense de Saneamento (Cesan). Em 2012, a ANA avaliou os dados obtidos por esses órgãos ambientais e constatou que a densidade de cianobactérias nos rios afluentes era baixa (<1.000 cél./mL) no trecho mineiro e elevada no trecho capixaba (até 41.812 cél./mL), principalmente no córrego das Flores e rios do Peixe, Guandu e Santa Luzia. No rio Doce foi registrada densidade celular de até 91.336 cél./mL, no trecho da sub-bacia do rio Suaçuí, em novembro/2008 e de 58.736 cél./mL, no trecho da sub-bacia do rio Caratinga em novembro/2011. Segundo a ANA (2016a), as florações de cianobactérias são eventos recorrentes na bacia do rio Doce, com ocorrência em seu curso principal e bacias afluentes, especialmente no período de julho a dezembro.

2.4 ZOOPLÂNCTON

O zooplâncton é um grande grupo de organismos presentes nos ecossistemas aquáticos. Esses organismos vivem na coluna da água, e apresentam capacidade natatória limitada. Em água doce, os principais componentes do zooplâncton são: microcrustáceos (copépodes e cladóceros); rotíferos e protozoários (ALCARAZ; CALBET, 2003; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Os organismos zooplanctônicos estão intimamente relacionados às variáveis ambientais e respondem rapidamente a variações, sendo considerados bioindicadores (GANNON; STEMBERGER, 1978). A taxa de crescimento e reprodução desses organismos depende de fatores ambientais, como temperatura da água, pluviosidade, concentração de oxigênio dissolvido, e da própria hidrodinâmica dos ambientes aquáticos. A composição de espécies e sua abundância dependem ainda do ciclo reprodutivo, coexistência com outras espécies, disponibilidade de alimento, impactos de predação, parasitismo, entre outros (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). O zooplâncton tem um papel fundamental nos ecossistemas aquáticos, estando intimamente relacionados ao fitoplâncton, à ciclagem de nutrientes e servindo de base de cadeia trófica (ESTEVES, 1998).

Em ecossistemas lóticos, há predomínio de organismos de tamanho reduzido, como os rotíferos e os cladóceros Chydoridae e formas jovens de copépodes, e sua ocorrência, distribuição e densidade dependem de características do entorno, como áreas de remansos, ocorrência de ambientes lênticos próximos, como lagoas marginais e represas (WINNER, 1975; PAGGI; JOSÉ DE PAGGI, 1990; CETESB, 2006).

O Filo Rotifera encontra-se, em sua grande maioria, em água doce. São encontrados em diversos tipos de ambiente, sendo que, em ambientes poluídos e eutrofizados, sua densidade pode ser mais de quatro vezes aquela encontrada em águas não poluídas (SLÁDECEK, 1983). Os rotíferos são ótimos bioindicadores da qualidade da água e indicadores do seu estado trófico (GANNON; STEMBERGER, 1978; SLÁDECEK, 1983).

Cladocera é um grupo de microcrustáceos restritos quase que exclusivamente à água doce. São encontrados mais comumente em ambientes eutróficos, ricos em fitoplâncton, e em menores densidades em ambientes oligotróficos (BERNARDI; GIUSSANI; MANCA, 1987; ELMOOR-LOUREIRO, 1997). São importantes componentes da cadeia trófica especialmente em ambiente com águas paradas (FORRÓ et al., 2008).

A classe Copepoda é o maior grupo de microcrustáceos, sendo a maior parte das espécies marinha. Algumas espécies são encontradas em água doce, e estão divididas em ciclopoide e calanoides. A ordem Calanoida é composta de animais filtradores, e os animais da ordem Cyclopoida são predadores. A ocorrência de espécies de uma ou outra ordem pode indicar alguns aspectos da qualidade da água (ADRIAN, 1997; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). A presença de copépodes calanoides indica que o corpo hídrico possui condições (mesmo que mínimas) de manutenção de organismos sensíveis à poluição (CETESB, 2006). Os copépodes calanoides apresentam maior longevidade em temperaturas mais elevadas. O contrário ocorre com ciclopoide. Grandes quantidades de náuplios podem ocorrer em situações adversas (períodos quentes para Cyclopoida e mais frios para Calanoida) como estratégia para sobrevivência (PANARELLI; NOGUEIRA; HENRY, 2001).

O aumento de turbidez na água e sólidos suspensos com consequente deterioração da qualidade da água afetam a reprodução, alimentação, respiração e sobrevivência das espécies por alteração na penetração de luz, redução no oxigênio, pH, entre outros e alterações no fitoplâncton (GANNON; STEMBERGER, 1978; KIRK; GILBERT, 1990). Segundo Kirk e Gilbert (1990), sedimentos suspensos afetam a estrutura da comunidade zooplancônica, especialmente em cladóceros, e o efeito varia com a concentração de sedimentos, e também com o tamanho das partículas e tempo de exposição dos organismos ao sedimento.

2.4.1 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

Entre os dados disponíveis para a bacia do rio Doce, foram considerados os trabalhos que apresentaram informações para o leito principal do rio Doce, bem como afluentes selecionados para a avaliação da qualidade da água (Tabela 17).

Cabe destacar que estudos relativos às lagoas marginais do PERD, que originalmente constavam na linha-base, foram suprimidos no presente documento visto que se entendeu que estas não foram atingidas pela onda de lama de rejeitos.

2.4.2 METODOLOGIA

Foram realizadas buscas por publicações em bases de dados científicos, assim como em bibliografia especializada, referentes ao zooplâncton de água doce, com foco nos grupos Rotifera, Copepoda e Cladocera. A busca abrangeu livros, artigos publicados em periódicos nacionais e internacionais, teses de doutorado e dissertações de mestrado, trabalhos publicados em eventos técnicos e acadêmicos e documentos técnicos como relatórios de monitoramento ambiental, estudos de impactos, entre outros. Foram utilizadas as palavras “zooplâncton” (zooplankton), Cladocera, Copepoda e Rotifera, combinadas aos termos “rio Doce” (Doce River), Minas Gerais e Espírito Santo.

2.4.3 RESULTADOS

Na área de abrangência deste estudo foram registradas 110 espécies (a subclasse Bdelloidea foi incluída como um táxon único, sem identificação de espécies, e náuplios e copepoditos de microcrustáceos foram considerados apenas na abundância). Foram encontrados 72 rotíferos, 22 cladóceros e 16 copépodes. Tais espécies estão distribuídas entre: rio do Carmo, com 26 táxons de rotíferos, além de protozoários e formas jovens de copépodes Cyclopoida, não sendo encontrados cladóceros (SILVA, 2013); Rio Piracicaba, com 75 táxons, sendo 47 rotíferos, 21 cladóceros e 7 copépodes (MAIA-BARBOSA; et al., 2004; SANTOS-WISNIEWSKI et al., 2011); Médio rio Doce: 51 táxons, sendo 25 rotíferos, 15 cladóceros e 11 copépodes (BONECKER et al., 1996; MAIA-BARBOSA et al., 2004; ESKINAZI-SANT’ANNA et al., 2005; SANTOS-WISNIEWSKI et al., 2011) (Tabela 93). Para o rio Piracicaba, foram encontrados ainda dados do zooplâncton no EIA Integrado do Complexo Germano, baseados no EIA PDE Trevo e EIA Mariana Itabiritos (AMPLO, 2017). O estudo não especificou a ocorrência dos táxons em cada ponto amostral, sendo assim, cinco espécies identificadas apenas neste estudo foram consideradas de possível ocorrência para o rio Piracicaba, e estão marcadas com o símbolo “+” na Tabela 93, sendo 3 rotíferos, 1 cladóceros e 1 copépode.

Entre todas as espécies identificadas, uma delas é exótica e está destacada na Tabela 93 com asterisco: *Kellicottia bostoniensis* (Rotifera) (Figura 291), encontrada apenas no rio do Carmo (PEIXOTO et al., 2010).

Tabela 93 – Composição de espécies do zooplâncton para trechos do rio Doce, rio do Carmo e rio Piracicaba, anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, MG.

Táxon	Médio rio Doce	Rio Piracicaba	Rio do Carmo
ROTIFERA			
<i>Anuraeopsis fissa</i>		x	x
<i>Ascomorpha ecaudis</i>			x
<i>Asplanchna priodonta</i>			x
<i>Brachionus angularis</i>		x	
<i>Brachionus calyciflorus</i>		x	
<i>Brachionus calyciflorus v. dorcas</i>		x	
<i>Brachionus patulus</i>			x
<i>Cephalodella gibba</i>	x		x
<i>Cephalodella sp.</i>		x	
<i>Collotheca mutabilis</i>			x
<i>Collotheca sp.+</i>		x	
<i>Colurella sp.</i>		x	
<i>Colurella uncinata</i>		x	x
<i>Conochilus dossuarius</i>			x
<i>Conochilus sp.</i>		x	
<i>Conochilus unicornis</i>	x		
<i>Dicranophorus sp.</i>		x	
<i>Encentrum sp.</i>		x	x
<i>Epiphanes sp.</i>	x		
<i>Euchlanis sp.</i>		x	
<i>Filinea longiseta</i>	x		
<i>Floscularia sp.</i>	x		
<i>Hexarthra sp.</i>		x	
<i>Kellicotia bostoniensis*</i>			x
<i>Keratella americana</i>	x	x	x
<i>Keratella cochlearis</i>	x	x	x
<i>Keratella lenzi</i>	x	x	
<i>Keratella tropica</i>		x	
<i>Lecane bulla</i>	x	x	
<i>Lecane (Monostyla) bulla +</i>		x	
<i>Lecane closterocerca</i>		x	x
<i>Lecane cornuta</i>	x		
<i>Lecane curvicornis</i>	x	x	
<i>Lecane decipiens</i>		x	
<i>Lecane flexilis</i>		x	
<i>Lecane hastata +</i>		x	

Táxon	Médio rio Doce	Rio Piracicaba	Rio do Carmo
<i>Lecane hornemanni</i>		x	
<i>Lecane inermis</i>		x	
<i>Lecane luna</i>	x	x	x
<i>Lecane lunaris</i>	x	x	x
<i>Lecane monostyla</i>		x	
<i>Lecane pyriformis</i>		x	
<i>Lecane scutata</i>		x	
<i>Lecane signifera</i>		x	
<i>Lecane stichaea</i>		x	
<i>Lecane subulata</i>	x		
<i>Lepadella acuminata</i>		x	
<i>Lepadella patella</i>	x	x	x
<i>Lepadella sp.</i>	x	x	x
<i>Macrochaetus collinsi</i>	x		
<i>Monommata sp.</i>		x	
<i>Mytilina bisulcata</i>	x		
<i>Mytilina ventralis</i>	x		
<i>Mytilina sp.</i>		x	
<i>Notommata copeus</i>			x
<i>Notommata sp.</i>	x		
<i>Platyas quadricornis</i>	x		
<i>Platyas var. brevispinus</i>		x	
<i>Ploesoma truncatum</i>			x
<i>Polyarthra sp.</i>	x	x	
<i>Polyarthra vulgaris</i>	x	x	x
<i>Proales sp.</i>			x
<i>Ptygura sp.</i>	x		
<i>Synchaeta oblonga</i>			x
<i>Synchaeta pectinata</i>			x
<i>Synchaeta sp.</i>		x	
<i>Testudinella patina</i>		x	
<i>Trichocerca similis</i>		x	
<i>Trichocerca sp.</i>		x	x
<i>Trichocerca stylata</i>			x
<i>Trichocerca tetractis</i>		x	
Bdelloidea	x	x	x
CLADOCERA			
<i>Acroperus harpae</i>		x	
<i>Alona costata</i>		x	
<i>Alona guttata</i>	x	x	
<i>Alona rectangula</i>	x	x	
<i>Alona sp. +</i>		x	
<i>Biapertura intermedia</i>	x	x	

Táxon	Médio rio Doce	Rio Piracicaba	Rio do Carmo
<i>Bosmina hagmanni</i>	x	x	
<i>Bosmina tubicen</i>	x	x	
<i>Bosminopsis deitersi</i>	x	x	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	x	x	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	x		
<i>Chydorus eurynotus</i>	x	x	
<i>Daphnia gessneri</i>		x	
<i>Diaphanosoma birgei</i>	x	x	
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>		x	
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	x	x	
<i>Leydigia ipojucae</i>	x	x	
<i>Macrothrix sp.</i>	x	x	
<i>Macrothrix laticornis</i>	x	x	
<i>Moina micrura</i>		x	
<i>Moina minuta</i>	x	x	
<i>Simocephalus sp.</i>		x	
COPEPODA			
<i>Notodiaptomus isabelae</i>	x		
<i>Notodiaptomus sp.</i>		x	
<i>Pseudodiaptomus sp.</i>	x		
<i>Eucyclops serrulatus</i>		x	
<i>Haplocyclops cf torresi</i>	x		
<i>Mesocyclops longisetus</i>	x		
<i>Metacyclops mendocinus</i>		x	
<i>Microcyclops sp.</i>	x		
<i>Paracyclops chiltoni</i>		x	
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	x		
<i>Potamocaris estevesi</i>	x		
<i>Potamocaris sp. +</i>	x	x	
<i>Thermocyclops crassus</i>	x		
<i>Thermocyclops minutus</i>	x	x	
<i>Elaphoidella sp.</i>	x		
<i>N.I.</i>		x	

Figura 291 – *Kellicottia bostoniensis* (Rotífera), espécie exótica invasora de ocorrência no rio do Carmo.



Fonte: Peixoto et al. (2010; Página 358).

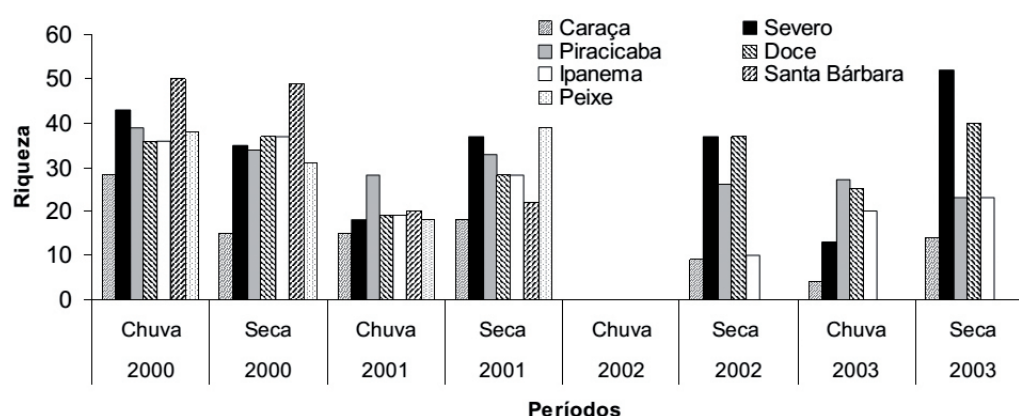
Existem diversos fatores que geram impactos às comunidades zooplanctônicas na região de estudo. Os cursos d'água vêm sofrendo alterações e impactos importantes devido à mineração, à formação de reservatórios hidrelétricos, à agricultura, entre outros, há décadas. Os reservatórios de água, como os de abastecimento público e os hidrelétricos, segundo Simões et al. (2015), são menos produtivos que lagos naturais e causam efeitos negativos à diversidade e composição da comunidade zooplanctônica. Já as atividades de mineração, segundo Moreira et al. (2016), podem interferir nas concentrações de metais pesados na água, os quais reduzem significativamente a recuperação da biodiversidade zooplanctônica através de impactos aos ovos de resistência. Segundo esses autores, os ovos de resistência são impactados tanto devido à exposição aos metais quanto à ausência dos sinais necessários para sua eclosão, como luminosidade, oxigênio e pH.

Segundo Bonecker et al. (1996), em estudo realizado no médio rio Doce entre 1990 e 1991, as características do ambiente amostrado não eram favoráveis às comunidades zooplanctônicas, uma vez que os trechos abordados não sofrem influência de outros ambientes aquáticos. No estudo foram identificadas 20 espécies de rotíferos, 6 de copépodes e 5 de cladóceros, além de 22 espécies de amebas testáceas. Rotíferos e microcrustáceos foram representados por espécies acidentais em sua maioria.

Maia-Barbosa et al. (2004), em estudo realizado durante quatro anos, entre 2000 e 2003 na região do médio rio Doce, e entorno do PERD (Caraça, Piracicaba, Severo, Doce, Ipanema, Santa Bárbara e Peixe), encontraram elevada riqueza e diversidade na calha principal do rio Doce e rio Piracicaba (Figura 292 e Figura 293). Protozoa e Rotífera foram os principais grupos, seguidos de Copepoda e Cladocera. Segundo os autores, os rotíferos foram dominantes, com até 60% das densidades totais, possivelmente associados à elevada turbidez característica dos ambientes da região e à sua característica oportunista, com ciclo de vida curto e capacidade de resistir em ambientes lóticos. Após os rotíferos, os copépodes foram o segundo grupo dominante e cladóceros foram pouco abundantes. O estudo destaca a acentuada flutuação do zooplâncton entre o período seco e chuvoso, sendo que, de maneira geral, as densidades mais altas foram observadas no período seco, tanto para o rio Doce quanto para o rio Piracicaba. Na Figura 294, é possível observar a composição do zooplâncton nos rios

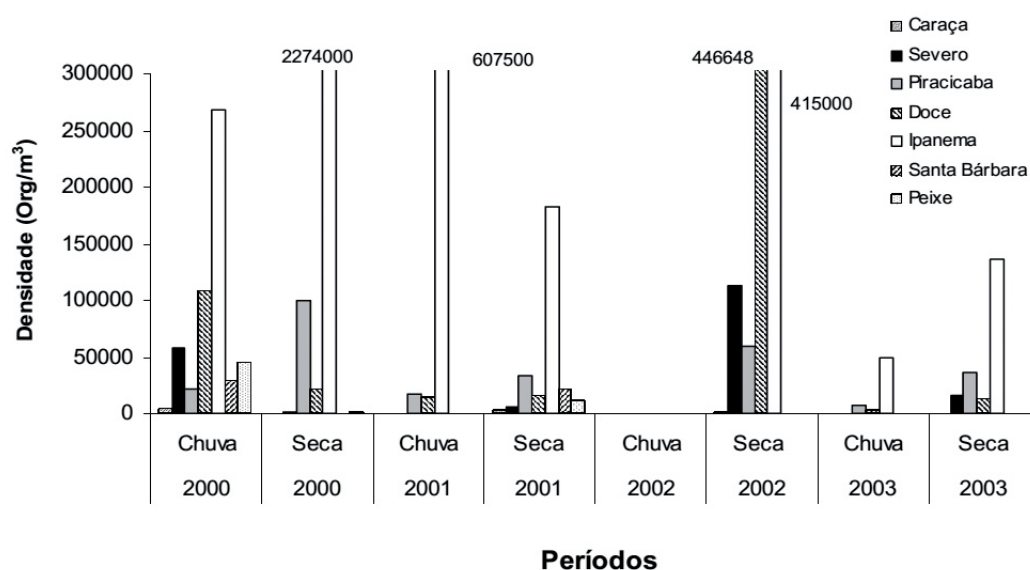
Doce e Piracicaba durante o período seco e chuvoso entre 2000 e 2003. Considerando todo o período estudado, o trecho do rio Doce apresentou a segunda maior densidade, com valor médio para os quatro anos avaliados de 89.362 org./m³, e o rio Piracicaba a terceira maior densidade com 39.035 org./m³.

Figura 292 – Riqueza do zooplâncton em sete rios da bacia do médio rio Doce.



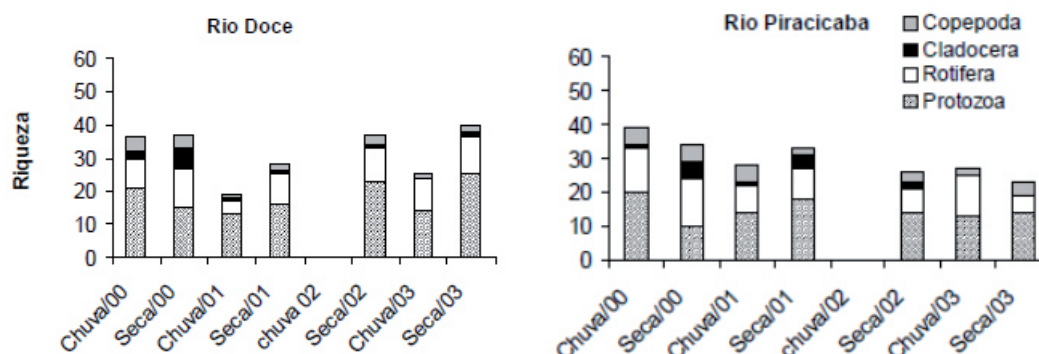
Fonte: Maia-Barbosa et al. (2004; Página 203).

Figura 293 – Densidade do zooplâncton em sete rios da bacia do médio rio Doce.



Fonte: Maia-Barbosa et al. (2004; Página 202).

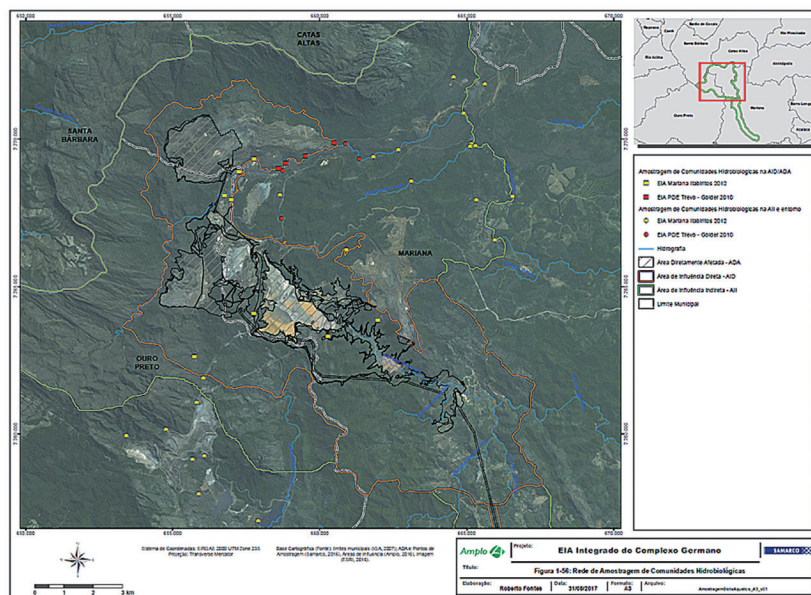
Figura 294 – Riqueza dos principais grupos zooplanctônicos nos rios Piracicaba e médio rio Doce, entre 2000 e 2003.



Fonte: Maia-Barbosa et al. (2004; Página 204).

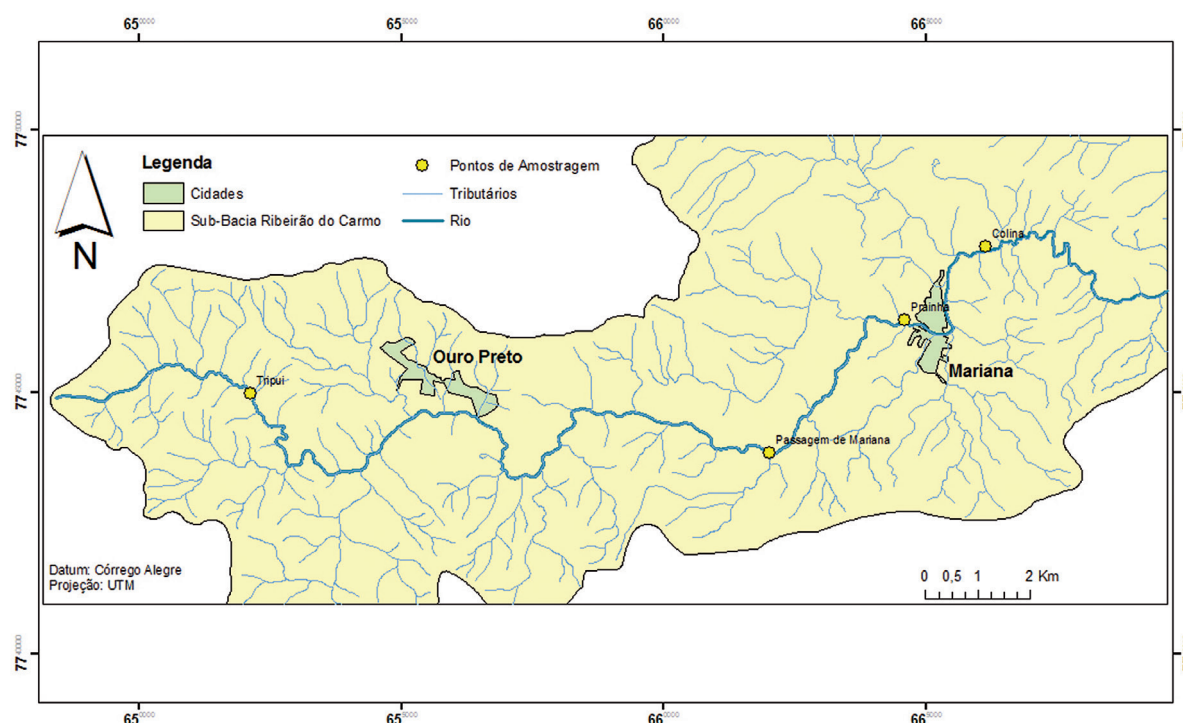
Ainda para o rio Piracicaba, porém em seu trecho mais alto, próximo às cidades de Mariana e Ouro Preto, o diagnóstico do meio biótico do EIA Integrado do Complexo Germano englobou dados para esse rio e alguns de seus afluentes e córregos próximos, conforme Figura 295, baseados nos EIAs PDE Trevo, de 2008 e Mariana Itabiritos, de 2010. Os resultados para a comunidade zooplanctônica, considerando rotíferos e crustáceos, mostraram a ocorrência de 56 táxons, sendo 42 rotíferos, 14 crustáceos, além de 40 táxons de protozoários. Predominaram organismos típicos de ambientes lóticos e suas regiões litorâneas, ou associados a bancos de macrófitas, de tamanho reduzido e com curto ciclo de vida (AMPLO, 2017).

Figura 295 – Rede de amostragem do zooplâncton utilizada para o EIA Integrado do Complexo Germano.



No rio do Carmo, na região do QF altamente impactada devido à mineração, Silva (2013) estudou a composição do zooplâncton. As amostragens foram realizadas durante um ano, considerando início e final do período seco e chuvoso. O trabalho considerou quatro pontos amostrais (Figura 296), e, para a avaliação neste relatório, apenas um deles foi avaliado, o ponto Colina, uma vez que os demais estavam localizados a montante da cidade de Mariana.

Figura 296 – Pontos de amostragem do zooplâncton no rio do Carmo.



Fonte: Silva (2013; Página 24).

Para o ponto analisado, foram identificadas 34 espécies, sendo 26 de rotíferos e 8 de protozoários, além de formas jovens de copépodes Cyclopoida. Em densidade, houve predominância de protozoários, que são organismos altamente resistentes às variações ambientais. Não foram encontrados indivíduos de Cladocera, e para Copepoda, apenas jovens, o que, segundo a autora, pode estar relacionado ao curto período de realização do trabalho.

Alguns rotíferos apresentaram maior sensibilidade a alterações de parâmetros físico-químicos, sendo *Conochilus dossuarius* e *Colurella uncinata* as mais sensíveis, segundo autora (SILVA, 2013). Ainda, o mesmo estudo indicou a ocorrência de ovos de resistência de rotíferos, indicando que o ambiente não era favorável a esses organismos, sendo Bdelloidea a ordem com maior densidade. O *habitat* típico dos rotíferos Bdelloidea é bentônico ou perifítico, e ocasionalmente podem ser encontrados no plâncton e podem estar associados a sedimentos em suspensão, a ambiente eutróficos ou, ainda, serem favorecidos pela presença de substratos, como macrófitas e vegetação marginal. São organismos capazes de tolerar uma grande variedade de condições ecológicas (SLÁDECEK, 1983; RICCI; MELONE, 2000; NEVES et al., 2003; PEDROZO; ROCHA, 2005).

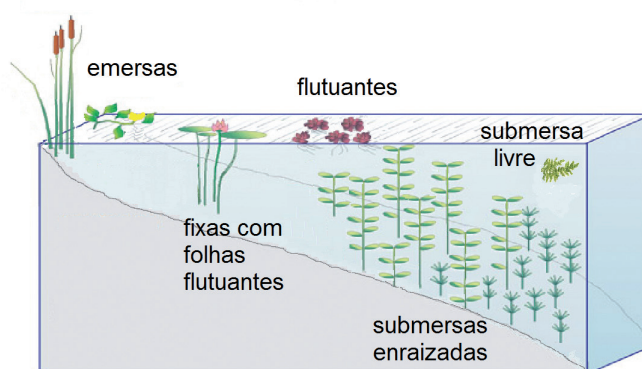
Foram encontrados poucos dados ecotoxicológicos sobre o zooplâncton na bacia do rio Doce. O trabalho de Silva (2013) traz algumas considerações com relação à toxicidade. Segundo o autor, 60% das espécies do rio do Carmo (incluindo protozoários) apresentaram correlação negativa com alumínio e manganês, 40% com o zinco e 27% com o ferro, sendo que esses elementos estavam acima dos valores permitidos em alguns pontos avaliados (de acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH – MG nº 01/2008).

2.5 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

O termo “macrófita aquática” é uma denominação genérica utilizada para definir vários grupos taxonômicos e ecológicos da vegetação aquática que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos (ESTEVES, 1988). As formas biológicas são, geralmente, classificadas de acordo com a distribuição no corpo d’água e grau de adaptação ao ambiente aquático: emersas, fixas com folhas flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e flutuantes (Figura 297).

As macrófitas aquáticas constituem uma das principais comunidades dos ecossistemas aquáticos, pois desempenham importante papel na produção primária (ESTEVES, 1988), fonte de alimentos (JUNK; PIEDADE, 1997), estocagem e ciclagem de nutrientes (ESTEVES; CAMARGO, 1986), liberação de detritos orgânicos (POTT; POTT, 2000), local de abrigo e alimento para animais aquáticos e semiaquáticos (ESTEVES, 1998). Além disso, atuam como elementos importantes para caracterização dos sistemas aquáticos continentais, sendo consideradas excelentes bioindicadores (BIANCHINI JR, 2003).

Figura 297 – Formas biológicas das macrófitas aquáticas de acordo com a distribuição no corpo d’água: emersas, fixas com folhas flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e flutuantes.



Fonte: Adaptado de National Institute of Water and Atmospheric Research (<https://www.niwa.co.nz/>).

2.5.1 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

Considerando a falta de dados sobre as macrófitas aquáticas em ambientes lóticos na bacia do rio Doce, foram considerados os trabalhos que apresentaram informações para as lagoas próximo ao rio Doce. Ressalta-se que esses dados não comporão a linha-base, servindo apenas como indicativo das espécies ocorrentes na região.

2.5.2 METODOLOGIA

Para a descrição do relatório de linha-base foram consultados artigos científicos, relatórios técnicos, e a bibliografia disponível para consulta sobre a composição vegetal aquática da região de estudo.

2.5.3 RESULTADOS

Pivari et al. (2008) realizaram um inventário de vegetação aquática na lagoa da Silvana, localizada em Ipatinga e próximo ao rio Doce. A coleta foi realizada mensalmente do período de outubro de 2001 a julho de 2004, e as amostras botânicas incorporadas aos acervos do Herbário CESJ, localizado no *campus* da Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora/MG, ou do Herbário HMS, pertencente à Embrapa Gado de Corte, Campo Grande/MG. Esse trabalho revelou a ocorrência de 35 famílias, 46 gêneros e 56 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídas em algas Charófitas, Samambaias, Licófitas e angiospermas. As famílias com maior número de espécies foram Cyperaceae e Onagraceae, com seis espécies cada uma, seguida de Asteraceae e Fabaceae, com três cada. O estudo registrou a ocorrência de espécies de hidrófitas (*Aeschynomene selloi*, *Caperonia palustris*, *Eichhornia azurea*, *Polygonum acuminatum*, *Rynchospora corymbosa* e *Salvinia auriculata*), sugerindo o grau de perturbação da lagoa. Esse estudo registrou o predomínio de espécies epífitas, diferenciando dos demais inventários dessa vegetação realizados no estado de Minas Gerais. O estudo conclui que os dados levantados sugerem um nível sucessional avançado da vegetação aquática, fornecendo bases para inferir sobre o desenvolvimento de ilhas flutuantes no local.

Ferreira et al. (2010) analisaram a diferença na cobertura vegetal de três lagoas do PERD (Dom Helvécio, Gambazinho e Preta); pesquisaram a ocorrência de sucessão de espécies na cobertura vegetal; e avaliaram a distribuição das formas de vida e das espécies ao longo do gradiente de profundidade para cada lagoa. As amostragens (fitossociologia, florística e transectos) foram feitas a cada dois meses durante um ano por meio do método de Pedralli (1990), e para avaliação da distribuição das formas de vida e das espécies foi usado o método de transecção contínua. Durante o período de amostragem, foi registrado um total de 37 espécies, sendo que, das 24 famílias registradas, Cyperaceae e Poaceae foram as que apresentaram mais espécies (6 e 4, respectivamente). Os autores constataram que apenas as lagoas Gambazinho e Preta apresentaram diferenças significativas entre si, devido às diferenças morfológicas das lagoas que afetam a diversidade e abundância das comunidades (BIANCHINI JR, 2003). Por meio da comparação das medições desses banhados (principalmente profundidade), análise da distribuição de espécies e distribuição de formas de vida, foi possível concluir que cada lagoa constitui uma “ilha” em termos de diversidade, uma vez que muitas espécies ocorreram em apenas uma lagoa (*E. interstincta* no Gambazinho; *Eleocharis interstincta* na Dom Hervécio; *Salvinia auriculata* na lagoa Preta). A diversidade beta temporal apresentou uma substituição média de 70% das espécies, e o principal fator que estruturou a comunidade de macrófitas nas lagoas estudadas foi o gradiente de profundidade. Também se registrou espécies reconhecidas como invasoras em corpos d’água, como, por exemplo, *S. auriculata* e *Eichhornia azurea* (Sw.). Kunth (BRANDÃO; LACA-BUENDIA; GAVILANES, 1989).

Pivari et al. (2011) retrataram a composição e a ocorrência de macrófitas aquáticas em área de proteção ambiental e áreas não protegidas, que compõem o conjunto de lagos do vale do rio Doce. As informações foram levantadas a partir de publicações, material depositado em herbários e coletas botânicas entre os anos de 2007 e 2010, em ambientes aquáticos localizados no PERD e zona de amortecimento. Foram registradas 184 espécies pertencentes a distintos grupos taxonômicos, hábitos e formas biológicas. Destacaram-se os gêneros *Ludwigia* e *Cyperus* e as famílias Cyperaceae e Poaceae. A pesquisa contribuiu com 152 novas citações para o vale do rio Doce em Minas Gerais, com dois

primeiros registros nesse estado e com a descrição de uma espécie inédita para a ciência (*Lepidaploa opposita*). Macrófitas estabelecidas em solos orgânicos em ilhas flutuantes nunca foram incluídas em levantamentos anteriores, então os autores designaram o termo “embalsada” (NEIFF, 1982) para essa ocorrência. A similaridade florística entre áreas protegidas e não protegidas indicou que o PERD guarda 74% das espécies de macrófitas aquáticas encontradas. Entretanto, 26% do total de espécies estão desprotegidas, pois não ocorrem nessa unidade de conservação. Segue a imagem (Figura 298) da lagoa do Baianinho, próximo ao rio Doce.

Figura 298 – Aspecto da vegetação na lagoa próxima ao rio Doce.



2.5.4 ABORDAGEM METODOLÓGICA PARA LINHA-BASE PÓS-DESASTRE

Além dos dados secundários utilizados para o reconhecimento da cobertura vegetal próxima ao rio Doce, serão consultadas as informações disponíveis sobre o monitoramento de macrófitas elaborados pelas usinas que estão ao longo do rio e, também, serão obtidos dados primários sobre a cobertura vegetal através de levantamentos em campo com inventários tácticos.

Para a amostragem do grupo de macrófitas, serão contemplados 68 polígonos, sendo 12 nas lagoas de Linhares e as outras distribuídas ao longo do rio doce e seus tributários. Em cada polígono investigado em campo, serão contabilizadas todas as espécies verificadas na área por meio de caminhamento (a pé ou embarcado).

2.6 ICTIOFAUNA

A região biogeográfica Neotropical, que corresponde à América Latina, concentra provavelmente a maior biodiversidade do planeta, com aproximadamente 60 famílias, centenas de gêneros e aproximadamente seis mil espécies de peixes (MENEZES, 1996a; LUNDBERG et al., 2000, ALBERT; BART; REIS, 2011).

Embora as estimativas sejam variáveis, por representar uma grande parcela da região Neotropical, o Brasil apresenta a maior riqueza de espécies de peixes de água doce do mundo. Entretanto, os dados existentes devem ser considerados incompletos, uma vez que a documentação ainda é insuficiente para os diversos ecossistemas aquáticos distribuídos pelo país. Além disso, a cada novo esforço de coleta em áreas pouco exploradas, novas espécies são descobertas e descritas.

De acordo com Menezes (1996b), as bacias hidrográficas brasileiras podem ser divididas em seis sistemas principais:

- bacia Amazônica;
- bacias do Nordeste;
- bacia do rio São Francisco;
- bacia do Paraguai-Paraná-Uruguai;
- bacias costeiras do Sul;
- bacias costeiras do Leste-Sudeste.

A bacia hidrográfica do rio Doce está inserida no sistema delimitado pelas bacias costeiras do Leste-Sudeste, região biogeográfica conhecida como “Província dos rios costeiros do Sudeste-Sul brasileiro”, ou também denominada “Bacia do Leste” (RINGUELET, 1975). De acordo com os estudos realizados e com o Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), 24 ecorregiões aquáticas são reconhecidas no Brasil, cujo delineamento foi realizado com base em análises da riqueza biótica aquática, da distribuição geográfica da ictiofauna, do endemismo e dos aspectos de história natural e ecologia.

O delineamento das ecorregiões aquáticas brasileiras teve por ponto de partida o estudo *“A Collaborative Approach to Understanding Regional Patterns of Freshwater Biodiversity in Latin América: a Framework for Setting Priorities”*, elaborado pelas organizações não governamentais The Nature Conservancy (TNC) e World Wildlife Fund (WWF). O termo e a abordagem “ecorregião aquática” foi cunhado com a ação conjunta da Secretaria de Recursos Hídricos (SRH/MMA), Secretaria Executiva (SECEX/MMA) e Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF/MMA), além da ANA, e consiste num sistema de classificação e mapeamento de drenagens (menores) com maior homogeneidade.

De acordo com o delineamento das ecorregiões aquáticas brasileiras do PNRH, o rio Doce está incluído na unidade biogeográfica da Mata Atlântica (Figura 299), sendo considerada uma área prioritária para conservação (DRUMMOND et al., 2005; ABELL et al., 2008; VIEIRA, 2009; NOGUEIRA et al., 2010).

Figura 299 – Mapa das ecorregiões aquáticas do Brasil.



Fonte: Conservação Internacional (Brasil), disponível em http://peixesraros.conservation.org.br/imgs/mapa02_peq.jpg

2.6.1 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

A área de abrangência do estudo sobre a ictiofauna considerou a calha principal do rio Doce, seus principais rios formadores Gualaxo do Norte, Carmo e Piranga, e os seus principais afluentes.

2.6.2 METODOLOGIA

A caracterização da ictiofauna foi desenvolvida por meio de informações secundárias disponíveis em bancos de dados, bibliografias, entidades ambientais públicas e privadas. As seguintes bases de dados foram utilizadas para o levantamento e a sistematização dos dados secundários da fauna da região:

- Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações (bdtd.ibict.br);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFES (www.biblioteca.ufes.br);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFV (www.bbt.ufv.br);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFMG (www.bu.ufmg.br);

- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da Unifal (www.unifal-mg.edu.br/bibliotecas/);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFVJM (www.ufvjm.edu.br/biblioteca/);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFSJ (www.dibib.ufsj.edu.br/site/);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFLA (www.biblioteca.ufla.br/);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da Unifei (site2016.unifei.edu.br/ensino/bibliotecas/);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFOP (www.sisbin.ufop.br/novoportal/);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da PUC Minas (www.pucminas.br/AdministracaoSuperior/Paginas/Biblioteca.aspx);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UVV (www.uvv.br/servicos/biblioteca/);
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da Emescam (www.emescam.br/paginas/conteudo/servico-biblioteca/biblioteca-emescam/biblioteca/base-de-dados/);
- Base de dados do Sistema Integrado de Bibliotecas da USP (www.usp.br/sibi);
- Base de dados do Portal de Serviços e Conteúdo Digital da CRUESP-Unibibliweb - USP, UNESP e Unicamp;
- Base de dados SciELO (www.scielo.org);
- Sistema de Informação do Programa Biota – FAPESP (www.biota.org.br);
- Sistema de Informação do Projeto Taxonline (www.taxonline.ufpr.br);
- Fishbase (www.fishbase.org);
- Neodat (www.neodat.org).

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

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

A nomenclatura científica utilizada segue os catálogos e referências tradicionais dos grupos aquáticos (MENEZES et al., 2003; BUCKUP; MENEZES; GHAZZI, 2007).

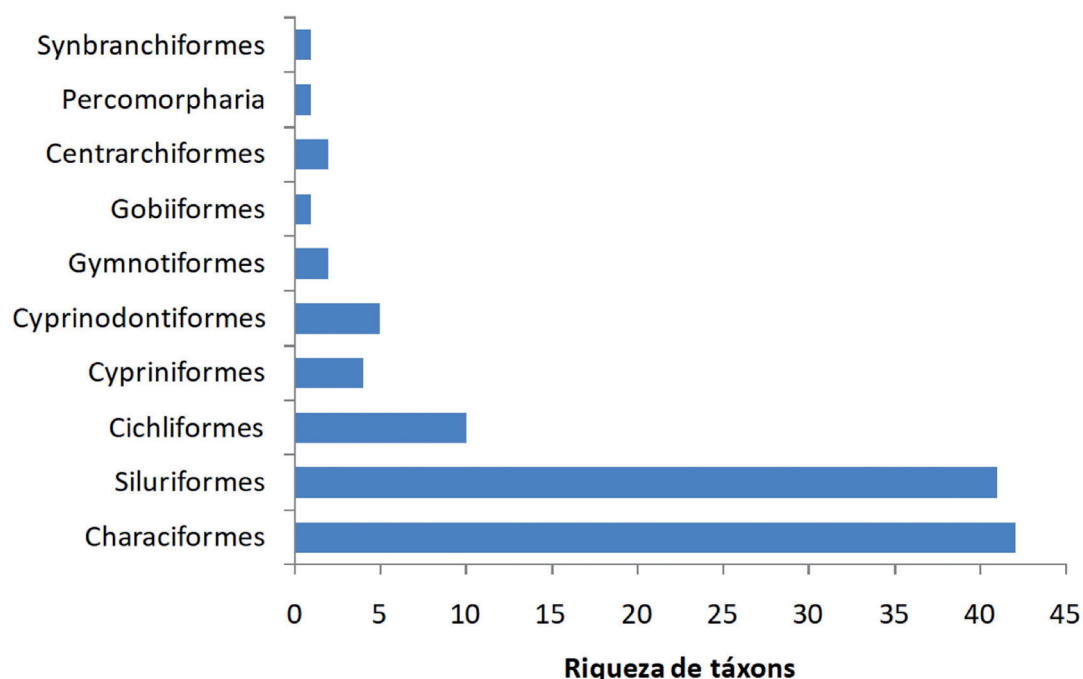
Para os peixes de água doce, as principais referências utilizadas foram: Vieira, Alves e Santos (2000), Alves et al. (2007), Vasconcellos (2008), Vieira (2006, 2009), Cardoso (2010), Siqueira (2010), Marques et al. (2013), Fadini (2014), Sarmento-Soares (2008), Sarmento-Soares e Martins-Pinheiro (2009, 2010, 2014a, 2014b), Silva, Malabarba e Malabarba (2017). Também foram consultados os relatórios das PCHs Bom Jesus do Galho e Sumidouro (CEMIG, 2012), Peti (CEMIG, 2011), Poquim (CEMIG, 2012), Tronqueiras (CEMIG, 2011), e das UHEs Sá Carvalho (CEMIG, 2011) e Salto Grande (CEMIG, 2012).

2.6.3 RESULTADOS

2.6.3.1 Riqueza

As informações levantadas para os trechos Alto, Médio e Baixo da bacia do rio Doce, ambiente de água doce, indicam a ocorrência de pelo menos 110 espécies de peixes (Tabela 94), distribuídas em 10 ordens e 28 famílias, sendo as ordens Characiformes (39,1%; 43 espécies), Siluriformes (37,3%; 41 espécies) e Cichliformes (9,1%; 10 espécies) as mais representativas (Figura 300). Considerando as famílias, as maiores riquezas foram registradas para Characidae (17,4%; 19 espécies), Loricariidae (15,6%; 17 espécies) e Cichlidae (9,2%; 10 espécies) (Figura 301).

Figura 300 – Frequência absoluta de táxons levantados para a bacia hidrográfica do rio Doce, distribuídos de acordo com as ordens.



A ictiofauna registrada é composta por espécies de pequeno (< 20 cm), médio (entre 20 e 40 cm) e grande porte (> 40 cm), e a participação das diferentes ordens reflete a situação descrita para os rios neotropicais por Lowe-McConnell (1987), sendo que cerca de 70% dos peixes pertencem às ordens Characiformes e Siluriformes (Figura 302).

Figura 301 – Número de táxons levantados para a bacia hidrográfica do rio Doce, distribuídos de acordo com as famílias.

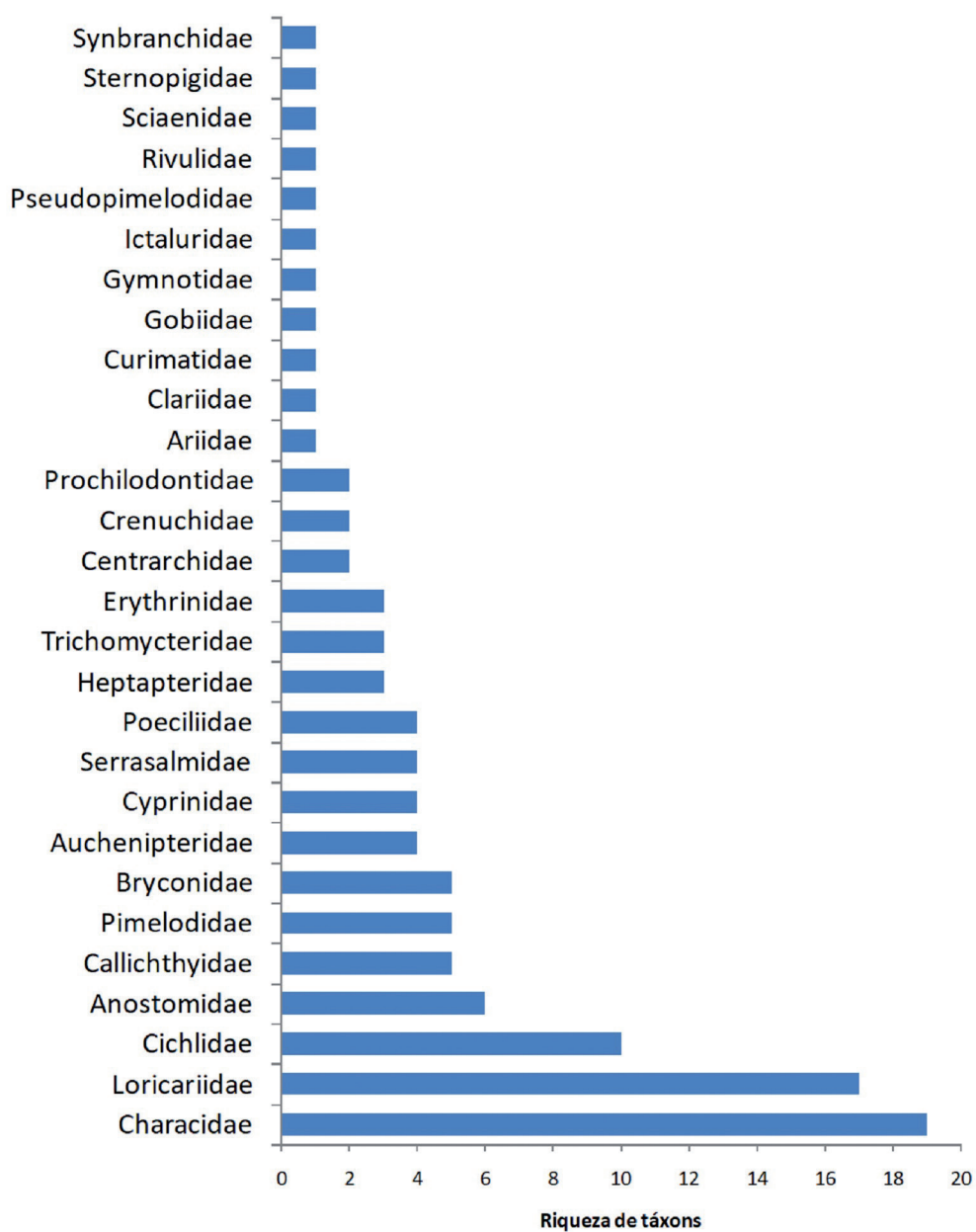


Figura 302 – Peixes de água doce como ocorrência na bacia do rio Doce.

CHARACIFORMES

*Brycon dulcis**Astyanax aff. bimaculatus**Leporinus copelandii**Prochilodus costatus**Characidium sp.**Hoplias aff. malabaricus*

SILURIFORMES

*Rineloricaria sp.**Pimelodus maculatus**Hypostomus sp.**Hoplosternum littorale*

SYNBRANCHIFORMES

*Synbranchus aff. marmoratus*

CYPRINODONTIFORMES

*Phalloceros sp.*

GYMNOTIFORMES

*Gymnotus aff. carapo*

CICHLIFORMES

*Crenicichla sp.*

2.6.3.2 Distribuição

O grande número de espécies observado e a predominância daquelas que apresentam uma ampla distribuição regional pode indicar que não existem preferências das espécies entre a calha principal e os afluentes, ou seja, que não existem variações na distribuição. Entretanto, a variação fisiográfica que o rio Doce apresenta (áreas periodicamente alagáveis, lagoas naturais, remansos, poças profundas, ambientes lóticos) sugere diferentes ictiocenoses. Essa variação pode ser consequência de processos estocásticos de distribuição dos organismos (HUBBELL, 2001) ou pode ser resultado de variações

ambientais que determinam a composição local devido à necessidade de cada espécie (HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992). As diferenças na riqueza e diversidade dos peixes estão de fato associadas aos distintos ambientes formados e também às variações provocadas pelo regime das chuvas da região.

A distribuição longitudinal da ictiofauna ao longo do curso do rio Doce não é uniforme, sendo que algumas espécies são encontradas apenas em regiões de maior altitude, próximo à cabeceira, enquanto outras são exclusivas das regiões do curso médio e baixo. A substituição de espécies e a variação no grau de dominância entre elas podem ser notadas ao longo da bacia, sendo os trechos inferiores influenciados pela região marinha adjacente.

A comunidade de peixes da bacia do rio Doce pode ser dividida basicamente em formas sedentárias e migradoras, em função de sua distribuição e das táticas e estratégias reprodutivas identificadas por Winemiller (1989) para os peixes de água doce neotropicais: equilíbrio, oportunista e sazonal. Peixes que apresentam a estratégia “equilíbrio” são geralmente sedentários e vivem em ambientes relativamente estáveis, têm taxas de crescimento e de mortalidade baixa, longevidade alta, primeira maturação tardia, tamanho do ovócito grande, fecundidade baixa e período reprodutivo longo, assim como realizam cuidado parental e podem exibir comportamento territorial. Peixes com estratégia “oportunista” habitam ambientes marcados por variações temporais pouco previsíveis e apresentam maturação sexual rápida, pequeno tamanho corporal, baixa fecundidade, reprodução parcelada, pouco ou nenhum cuidado parental. Os peixes com a estratégia “sazonal” apresentam comportamento migratório, ausência de cuidado parental, taxas de crescimento e de mortalidade natural altas, primeira maturação tardia, ovócitos numerosos de tamanho pequeno, período reprodutivo curto e sincronizado com a época de maior oferta de alimentos para a prole (WINEMILLER, 1989; WINEMILLER; ROSE, 1992).

A migração reprodutiva nos rios neotropicais é um fenômeno cíclico que ocorre durante a estação chuvosa, quando há maior vazão dos rios, aumento da temperatura e dias mais longos (PETRERE JR., 1985; CAROLSFELD et al., 2003). Na bacia hidrográfica do rio Doce, as espécies migradoras são aquelas que usam a calha do rio e de tributários para deslocamentos reprodutivos, alimentares e/ou de crescimento. Essas espécies normalmente apresentam desova total, e migram sazonalmente em cardumes a montante durante o período de primavera/verão. Como os ovos derivam rio abaixo enquanto se desenvolvem, um gradiente longitudinal na densidade de ovos/larvas pode ser observado, sendo os ovos mais abundantes nos trechos superiores (“cabeceiras”) e as larvas, nos trechos inferiores (“fóz”) dos rios. A categoria composta pelas espécies que realizam migração é caracterizada principalmente por peixes de médio e grande porte, normalmente de interesse comercial, como caracídeos (*Brycon dulcis*), prochilodontídeos (*Prochilodus* spp.), anostomídeos (*Megaleporinus* spp., *Leporinus* spp.) e pimelodídeos.

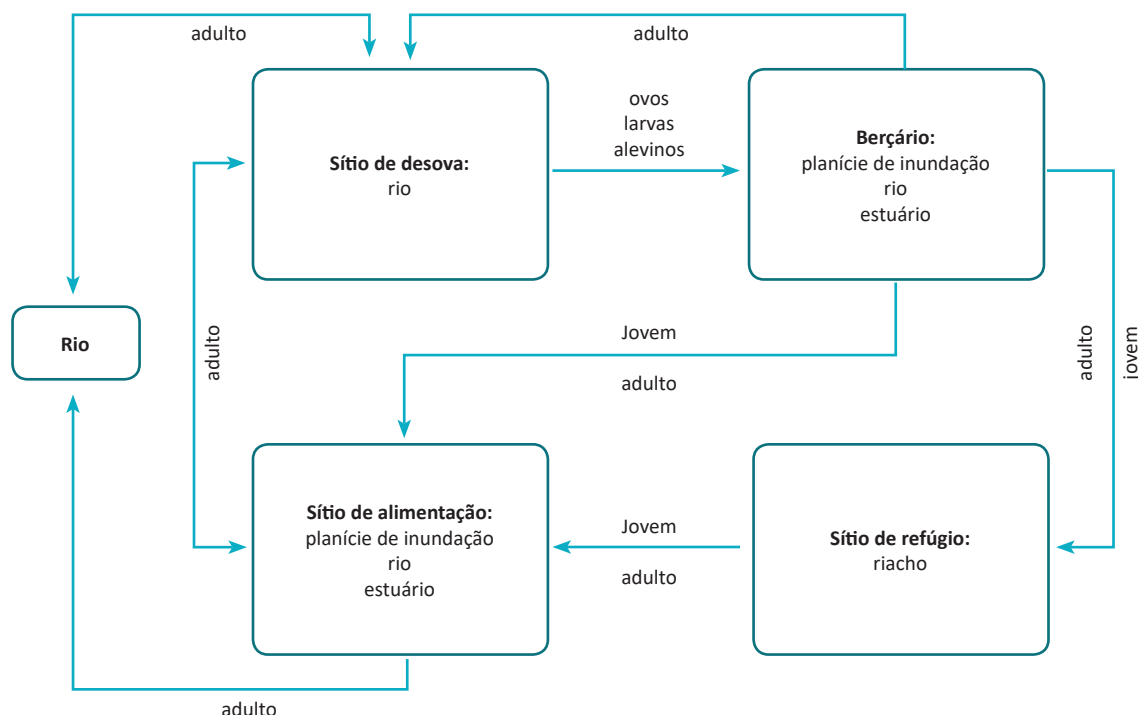
O modelo de migração das diversas espécies neotropicais é complexo (Figura 303). De forma geral, as distintas espécies migram (ou dispersam) ao longo dos rios durante todos os estágios de vida. Ovos e larvas realizam migrações passivas para jusante, enquanto jovens e adultos em estágios de pré e pós-desova podem tanto subir quanto descer o rio. A migração rio acima é o movimento pré-desova mais comum registrado para as espécies migradoras brasileiras (GODINHO; KYNARD, 2008). Embora a piracema constitua o movimento migratório mais evidente, os deslocamentos dos peixes migradores também incluem o carreamento de ovos e larvas rio abaixo, o movimento dos jovens e o retorno dos

adultos para os sítios de alimentação (BARTHEM; RIBEIRO; PETRERE, 1991; PETRERE, 1985; GODINHO; POMPEU, 2003; BAUMGARTNER et al., 2004; SUZUKI et al., 2004).

Com relação aos riachos, de forma geral a ictiofauna que ocorre nesses ambientes na bacia do rio Doce (VIEIRA, 2006; MARQUES et al., 2013; FADINI, 2014) é representada principalmente por espécies torrentícolas, que são aquelas adaptadas à vida em cursos de água corrente, onde o regime de chuvas tem papel importante. As chuvas intensas promovem alterações bruscas nos ambientes lóticos, provocando modificações no leito, no carreamento de sedimentos, na vegetação ripária, no substrato e, conseqüentemente, nos *habitats* nas comunidades (GORDON, 1993). Esses fatores ambientais são importantes na estruturação das assembleias de peixes e também podem impor uma grande limitação ao estabelecimento de outros organismos no ambiente lótico (VANNOTE et al., 1980).

No caso de riachos pequenos, além do papel das chuvas na estruturação das comunidades, variações locais na velocidade do fluxo, natureza do fundo, profundidade e vegetação ripária propiciam aos riachos uma grande disponibilidade de pequenos ambientes, que apresentam espécies com diferentes preferências. Em decorrência da redução da luz incidente causada pela sombra das espécies florestais e da correnteza relativamente acentuada, os riachos são sistemas aquáticos com baixa produtividade biológica, dependentes da floresta (WALKER, 1990). Esta atua como fonte de recursos alimentares para o sistema lótico, os quais são a base da cadeia trófica nestes ecossistemas (SANTOS; FERREIRA, 1999).

Figura 303 – Modelo geral de migração de peixes de água doce do Brasil.



Fonte: Adaptado de Godinho e Kynard (2008).

Muito embora o termo “ictiofauna de riachos” não possa definir uma unidade natural, o pequeno porte (< 15 cm) de seus componentes parece ser uma característica importante desse ecossistema (CASTRO, 1999). Além dessa característica, a ictiofauna da Floresta Atlântica apresenta alta percentagem de espécies exclusivas (ABILHOA et al., 2011), devido ao grande número de bacias hidrográficas

independentes, aliado ao efeito isolador das cadeias de montanhas que separam os diversos vales da região (MENEZES et al., 2007). Entre as espécies endêmicas da bacia do rio Doce, destacam-se *Deuterodon pedri*, *Moenkhausia doceanus*, *Pareiorhaphis nasuta*, *Parotocinclus doceanus*, *Parotocinclus planicauda*, *Characidium* sp., *Phalloceros elachistos*.

2.6.3.3 Espécies raras e ameaçadas

Recentemente, o esforço conjunto de diversos especialistas permitiu a avaliação do *status* de conservação de 4.507 espécies de peixes (3.131 de água doce e 1.376 marinhos) ocorrentes no Brasil, a qual resultou no diagnóstico que indicou que cerca de 10% das espécies avaliadas estão ameaçadas de extinção, sendo 3% incluídas na categoria de “Quase Ameaça” (MMA, 2016). O esforço de avaliação do *status* de conservação das espécies de peixes no Brasil culminou com a publicação da Lista de Espécies Ameaçadas, por meio da Portaria nº 445 do Ministério do Meio Ambiente, de 17 de dezembro de 2014.

De acordo com Portaria MMA nº 445/2014 e com base nas listas de espécies ameaçadas de extinção de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008a) e lista oficial do Espírito Santo (PASSAMANI; MENDES, 2007), foram identificadas 12 espécies categorizadas como ameaçadas (Tabela 95).

2.6.3.4 Espécies introduzidas (exóticas)

Apesar das confusões conceituais na utilização dos termos, as denominações “espécie exótica”, “espécie introduzida”, “espécie alienígena”, “espécie não nativa” e “espécie não indígena” devem ser consideradas sinônimas. De forma geral e simplificada, esses termos correspondem a “toda e qualquer espécie transportada e solta pelo homem, ou seja, introduzida, fora de sua área de distribuição natural, intencional ou acidentalmente” (FAO, 2006). Uma definição mais precisa é dada pela *The World Conservation Union* (IUCN, 2000, 2006):

espécie, subespécie ou o menor nível taxonômico identificável, encontrado fora de sua área de distribuição natural (atual ou precedente) e potencial dispersão (i.e. fora da área que ocupa naturalmente ou que poderia ocupar sem auxílio direto ou indireto do ser humano) incluindo qualquer parte, gâmeto ou propágulo da espécie que possa sobreviver e posteriormente reproduzir.

O aparecimento ou aumento de populações de espécies “exóticas” pode causar a redução ou extinção de populações nativas locais, devido à competição por alimentação, abrigo e à disseminação de parasitos. A extinção das espécies ou a alteração da sua composição nos ecossistemas pode causar perdas irreversíveis aos recursos naturais. Os resultados da redução da biodiversidade são a redução dos recursos genéticos, a perda do potencial de fontes de alimentação e controle de doenças, e a redução da estabilidade dos ecossistemas (KNAPP; MATTHEWS, 2000a, 2000b).

Foram registradas 27 espécies de peixes “introduzidas” (Tabela 96), ou seja, não nativas. A ocorrência dessas espécies nos ambientes aquáticos está relacionada com a introdução acidental (escape de aquicultura) ou intencional (“peixamento” de represas e lagos).

2.6.3.5 Pesca

As espécies de maior porte e de interesse comercial são, normalmente, aquelas que realizam migrações reprodutivas e que utilizam sucessivamente os ambientes de várzea (planície de inundação) e o leito dos rios durante seu ciclo de vida. A categoria composta pelas espécies que realizam migração é

caracterizada pelos anostomídeos, caracídeos e pimelodídeos. Os caracídeos apresentam forma muito variada, quase sempre comprimida ou lateralmente achatada, sendo que seus hábitos alimentares são bastante diversificados (herbívoros, onívoros e carnívoros), o que permite a exploração de uma grande variedade de *habitat*. Os bagres pimelodídeos são peixes importantes na pesca regional, e são animais bentônicos encontrados em ambientes correntosos e poços profundos dos rios. Os anostomídeos (piaus e piavas) são peixes de porte variado que habitam diversos ambientes aquáticos, como rios, canais e riachos, sendo que muitas espécies apresentam valor comercial e realizam grandes migrações.

Na bacia do rio Doce, embora as informações sobre essa atividade sejam limitadas (VIANA, 2016), as informações levantadas para este diagnóstico indicam que 35% das espécies que ocorrem na bacia têm importância para a pesca, e essa atividade é realizada em diversos municípios localizados no trecho médio e baixo da bacia (VIANA, 2017), tendo como alvo as espécies nativas de grande porte e inúmeras espécies que foram introduzidas nos reservatórios (VIANA, 2016).

Figura 304 – Importância relativa (%) das espécies de peixes de água doce levantadas para a bacia do rio Doce para as atividades relacionadas com a pesca.

Importância para a pesca

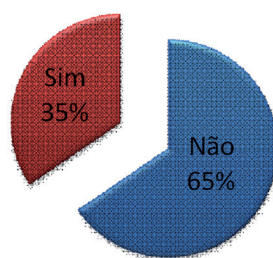


Tabela 94 – Lista da composição geral da ictiofauna da bacia hidrográfica do rio Doce registrada por meio de levantamento de dados secundários.

Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor	Pesca	Distribuição
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Linnaeus, 1758	Sim	Introduzida
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Carpa-capim	(Valenciennes, 1844)	Sim	Introduzida
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Carpa-prateada	(Valenciennes, 1844)	Sim	Introduzida
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Carpa-cabeçuda	(Richardson, 1845)	Sim	Introduzida
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax gilbert</i>	Saguiru	(Quoy & Gaimard, 1824)	Sim	Nativa
Characiformes	Anostomidae	<i>Megaleporinus conirostris</i>	Piapara	Steindachner, 1875	Sim	Nativa
Characiformes	Anostomidae	<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	Piau	Garavento & Britski, 1988	Sim	Nativa
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus copelandii</i>	Piau	Steindachner, 1875	Sim	Nativa
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus steindachneri</i>	Piau	Eigenmann, 1907	Sim	Nativa
Characiformes	Anostomidae	<i>Hypomasticus mormyrops</i>	Piau	(Steindachner, 1875)	Sim	Nativa
Characiformes	Anostomidae	<i>Hypomasticus thayeri</i>	Piapara	(Borodin, 1929)	Não	Nativa
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus costatus</i>	Curimatã	Valenciennes, 1850	Sim	Nativa
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus vimboides</i>	Curimatã	Kner, 1859	Sim	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax aff. bimaculatus</i>	Lambari	(Lütken, 1875)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	Lambari	(Cuvier, 1829)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax aff. scabripinnis</i>	Lambari	(Jenyns, 1842)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax taeniatus</i>	Lambari	(Jenyns, 1842)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax intermedius</i>	Lambari	Eigenmann, 1908	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Knodus moenkhausii</i>	Lambari	(Eigenmann & Kennedy, 1903)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Deuterodon pedri</i>	Lambari	Eigenmann, 1908	Não	Endêmica
Characiformes	Characidae	<i>Charax</i> sp.	Lambari-dentado		Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Galeocharax gulo</i>	Dentado	(Cope, 1870)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Hasemanina</i> sp.	Lambari		Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Hypessobrycon bifasciatus</i>	Lambari	Ellis, 1911	Não	Nativa

Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor	Pesca	Distribuição
Characiformes	Characidae	<i>Hyphessobrycon cf. reticulatus</i>	Lambari	Ellis, 1911	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia doceana</i>	Lambari	(Steindachner, 1877)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Mimagoniates microlepis</i>	Piabanha	(Steindachner, 1877)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Saicanga	Menezes, 1987	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus argenteus</i>	Saicanga	Günther, 1864	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus solitarius</i>	Saicanga	Menezes, 1987	Não	Endêmica
Characiformes	Characidae	<i>Piabina argentea</i>	Lambari	Reinhardt, 1867	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Serrapinus cf. heterodon</i>	Lambari	(Eigenmann, 1915)	Não	Nativa
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon amazonicus</i>	Matrinxã	(Spix & Agassiz, 1829)	Sim	Introduzida
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon devillei</i>	Piabanha	(Castelnau, 1855)	Sim	Endêmica
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon opalinus</i>	Pirapitinga	(Cuvier, 1819)	Sim	Nativa
Characiformes	Bryconidae	<i>Henochilus wheatlandii</i>	Andirá	Garman, 1890	Não	Endêmica
Characiformes	Bryconidae	<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	(Cuvier, 1816)	Não	Introduzida
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Metynnis maculatus</i>	Pacu-manchado	(Kner, 1858)	Não	Nativa
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu	(Holmberg, 1887)	Sim	Introduzida
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piranha-vermelha	Kner, 1858	Não	Introduzida
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Pygocentrus piraya</i>	Piranha-preta	(Cuvier, 1819)	Não	Introduzida
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Colossoma macropomum</i>	Tambaqui	(Cuvier, 1816)	Sim	Introduzida
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium</i> sp. "doce"	Canivete	(sensu Lopes, 2015)	Não	Endêmica
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium</i> sp. "cricaré"	Canivete	(sensu Lopes, 2015)	Não	Endêmica
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Traíra	(Bloch, 1794)	Sim	Nativa
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias intermedius</i>	Trairão	(Günther, 1864)	Sim	Nativa
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	Jeju	(Spix & Agassiz, 1829)	Sim	Introduzida
Siluriformes	Ariidae	<i>Potamarius grandoculis</i>	Bagre	(Steindachner, 1877)	Não	Endêmica
Siluriformes	Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre-africano	(Burchell, 1822)	Sim	Introduzida

Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor	Pesca	Distribuição
Siluriformes	Ictaluridae	<i>Ictalurus punctatus</i>	Bagre-do-canal	(Rafinesque, 1818)	Sim	Introduzida
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Glanidium botocudo</i>	Bocudo	Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2013	Não	Nativa
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	Bocudo	(Steindachner, 1877)	Não	Nativa
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Bocudo	(Steindachner, 1877)	Não	Nativa
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Aspidoras virgatus</i>	Cascudinho	Nijssen & Isbrücker, 1980	Não	Nativa
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	Coridoras	(Linnaeus, 1758)	Não	Nativa
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Corydoras aeneus</i>	Coridoras	(Gill, 1858)	Não	Nativa
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Corydoras nattereri</i>	Coridoras	Steindachner, 1876	Não	Nativa
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>	Cascudinho	(Hancock, 1828)	Sim	Introduzida
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Scleromystax prionotos</i>	Cascudinho	(Nijssen & Isbrücker, 1980)	Não	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus affinis</i>	Cascudo	(Steindachner, 1877)	Sim	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus luetkeni</i>	Cascudo	(Steindachner, 1877)	Sim	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus auroguttatus</i>	Cascudo	Kner, 1854	Sim	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricariichthys castaneus</i>	Cascudo	(Castelnau, 1855)	Não	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Neoplecostomus doceensis</i>	Cascudo	Roxo, Silva, Zawadzki & Oliveira, 2014	Não	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Neoplecostomus espiritosantensis</i>	Cascudo	Langeani, 1990	Não	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Pareiorhaphis scutula</i>	Cascudo	Pereira, Vieira & Reis, 2010	Não	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Pareiorhaphis nasuta</i>	Cascudo	Pereira, Vieira & Reis, 2007	Não	Endêmica
Centrarchiformes	Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i>	Black-bass	(Lacepède, 1802)	Não	Introduzida
Centrarchiformes	Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perca-sol	(Linnaeus, 1758)	Não	Introduzida
Cichliformes	Cichlidae	<i>Australoheros ipatinguensis</i>	Acará-vovó	Ottoni & Costa, 2008	Não	Nativa
Cichliformes	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Acará	(Quoy & Gaimard, 1824)	Não	Nativa
Cichliformes	Cichlidae	<i>Geophagus altifrons</i>	Acará	Heckel, 1840	Não	Introduzida
Cichliformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>	Oscar	(Agassiz, 1831)	Sim	Introduzida
Cichliformes	Cichlidae	<i>Crenicichla lacustris</i>	Joaninha	(Castelnau, 1855)	Não	Nativa

Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor	Pesca	Distribuição
Cichliformes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia-do-Nilo	(Linnaeus, 1758)	Sim	Introduzida
Cichliformes	Cichlidae	<i>Parachromis managuensis</i>	Acará-jaguar	(Gunther, 1867)	Sim	Introduzida
Cichliformes	Cichlidae	<i>Coptodon rendalli</i>	Tilápia	(Boulenger, 1897)	Sim	Introduzida
Cichliformes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	Tucunaré	Kullander & Ferreira, 2006	Sim	Introduzida
Cichliformes	Cichlidae	<i>Cichla piquiti</i>	Tucunaré	Kullander & Ferreira, 2006	Sim	Introduzida
Percomorpharia	Sciaenidae	<i>Pachyurus adspersus</i>	Pescada	Steindachner, 1879	Sim	Nativa
Gobiiformes	Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i>	Amboré	(Lichtenstein, 1822)	Não	Nativa
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Phalloceros elachistos</i>	Barrigudinho	Lucinda, 2008	Não	Endêmica
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	Lebiste	Peters, 1859	Não	Introduzida
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i>	Barrigudinho	Bloch & Schneider, 1801	Não	Nativa
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Xiphophorus hellerii</i>	Espada	Heckel, 1848	Não	Introduzida
Cyprinodontiformes	Rivulidae	<i>Xenurolebias izecksohni</i>	Peixe-annual	(Da Cruz, 1983)	Não	Endêmica

Tabela 95 – Lista das espécies ameaçadas da ictiofauna com ocorrência na bacia hidrográfica do rio Doce.

Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor	Status
Characiformes	Anostomidae	<i>Hypomasticus thayeri</i>	Piapara	(Borodin, 1929)	EN ²
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus vimboides</i>	Curimatã	Kner, 1859	VU ²
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus solitarius</i>	Saincaga		EN ³
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon devillei</i>	Piabanha	(Castelnau, 1855)	EN ^{2,3,4}
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon opalinus</i>	Pirapitinga	(Cuvier, 1819)	VU ^{2,3}
Characiformes	Bryconidae	<i>Henochilus wheatlandii</i>	Andirá	Garman, 1890	CR ^{2,3}
Siluriformes	Loricariidae	<i>Pareiorhaphis scutula</i>	Cascudo	Pereira, Vieira & Reis, 2010	EN ²
Siluriformes	Loricariidae	<i>Pareiorhaphis nasuta</i>	Cascudo	Pereira, Vieira & Reis, 2007	CR ²
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Steindachneridion doceanum</i>	Surubim	(Eigenmann & Eigenmann, 1889)	CR ^{2,3}
Siluriformes	Ariidae	<i>Potamarius granduculis</i>	Bagre	(Steindachner, 1877)	VU ⁴
Cyprinodontiformes	Rivulidae	<i>Xenurolebias izecksohni</i>	Peixe-annual	(Da Cruz, 1983)	EN ^{2,4}
Gobiiformes	Gobiidae	<i>Awaous tajásica</i>	Maria da toca	(Lichtenstein, 1822)	CR ³

Status: (1) ameaça internacional baseada na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN); (2) ameaça nacional baseada na lista da fauna brasileira ameaçada de extinção (MMA, 2014) e Portaria IBAMA nº 445 de 2014; (3) ameaça estadual / MG baseada na Resolução COPAM nº 366, de 15 de dezembro de 2008, que reconhece a Lista Espécies Ameaçadas da Fauna do Estado de Minas Gerais (revogada pela Deliberação COPAM nº 424, de 17 de junho de 2009); (4) ameaça estadual / ES baseada em Passamani e Mendes (2007).

Categorias: (LC) menor preocupação; (VU) espécie vulnerável; (EN) em perigo; (CR) criticamente em perigo.

Tabela 96 – Lista das espécies de peixes introduzidos (exóticos) registrados na bacia hidrográfica do rio Doce.

Distribuição original: outros países e continentes					
Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor
Água doce	Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Linnaeus, 1758
Água doce	Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Carpa-capim	(Valenciennes, 1844)
Água doce	Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Carpa-prateada	(Valenciennes, 1844)
Água doce	Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Carpa-cabeçuda	(Richardson, 1845)
Água doce	Siluriformes	Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre-africano	(Burchell, 1822)
Água doce	Siluriformes	Ictaluridae	<i>Ictalurus punctatus</i>	Bagre-do-canal	(Rafinesque, 1818)
Água doce	Centrarchiformes	Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i>	Black-bass	(Lacepède, 1802)
Água doce	Centrarchiformes	Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perca-sol	(Linnaeus, 1758)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia-do-Nilo	(Linnaeus, 1758)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Coptodon rendalli</i>	Tilápia	(Boulenger, 1897)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Parachromis managuensis</i>	Acará-jaguar	(Gunther, 1867)
Água doce	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	Lebiste	Peters, 1859
Água doce	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Xiphophorus hellerii</i>	Espada	Heckel, 1848
Distribuição original: outras bacias hidrográficas brasileiras					
Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor
Água doce	Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	Jeju	(Spix & Agassiz, 1829)
Água doce	Characiformes	Bryconidae	<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	(Cuvier, 1816)
Água doce	Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon amazonicus</i>	Matrinxã	(Spix & Agassiz, 1829)
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu	(Holmberg, 1887)
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piranha-vermelha	Kner, 1858
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Pygocentrus piraya</i>	Piranha-preta	(Cuvier, 1819)

Distribuição original: outras bacias hidrográficas brasileiras					
Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor
Água doce	Characiformes	Serrasalminidae	<i>Colossoma macropomum</i>	Tambaqui	(Cuvier, 1816)
Água doce	Siluriformes	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>	Cascudinho	(Hancock, 1828)
Água doce	Siluriformes	Loricariidae	<i>Pogonopoma wertheimeri</i>	Cascudo	(Steindachner, 1867)
Água doce	Siluriformes	Loricariidae	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Cascudo	(Castelnau, 1855)
Água doce	Siluriformes	Pimelodidae	<i>Lophiosilurus alexandri</i>	Pacamã	Steindachner, 1876
Água doce	Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pseudoplatystoma</i> sp.	Pintado híbrido	
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Geophagus altifrons</i>	Acará	Heckel, 1840
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>	Oscar	(Agassiz, 1831)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	Tucunaré	Kullander & Ferreira, 2006
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Cichla piquiti</i>	Tucunaré	Kullander & Ferreira, 2006

2.7 QUELÔNIOS

Os quelônios, popularmente conhecidos como cágados, jabutis e tartarugas, são répteis pertencentes à ordem Testudines. Uma de suas principais características morfológicas é o corpo revestido por uma carapaça dorsal e um escudo ventral (plastrão) que recobrem o esqueleto apendicular e as cinturas pélvica e escapular, condição única entre os vertebrados e que demonstra a condição monofilética do grupo (POUGH; JANIS; HEISER, 2008). Essa condição, por sua vez, impõe limites ao modo de vida dos quelônios, restringindo-os aos ambientes aquáticos e terrícolas (RUEDA-ALMONACID et al., 2007; POUGH; JANIS; HEISER, 2008).

Os quelônios reúnem duas subordens: Cryptodira, que compreende as espécies capazes de retraindo a cabeça verticalmente para dentro da carapaça, com a região cervical formando um “S”, e Pleurodira, que é representada pelas espécies que dobram o pescoço horizontalmente em relação ao plano do corpo para acomodar a cabeça e a nuca abaixo da borda da carapaça (RUEDA-ALMONACID et al., 2007). Atualmente, são conhecidas 346 espécies de quelônios ao redor do mundo (UETZ; HOŠEK, 2016). No Brasil ocorrem 36 espécies, caracterizando o país como o detentor da maior riqueza do grupo (COSTA; BERNILS, 2018).

A maior diversidade de quelônios brasileiros é associada a ambientes de água doce, sendo seis espécies pertencentes à subordem Cryptodira e as demais pertencentes à subordem Pleurodira. Os modos de vida dessas espécies são bastante diversificados, com algumas ocorrendo exclusivamente em banhados e açudes, outras ocorrendo apenas em rios encachoeirados serranos até espécies associadas a grandes rios e lagos. Essa diversidade de modos de vida tem implicações diretas na conservação das espécies frente a impactos ambientais os mais diversos, tais como modificações hidrológicas impostas pela formação de reservatórios, interrupção de fluxos gênicos decorrentes do estabelecimento de barragens, trânsito de grandes embarcações e eventos poluentes, entre outros.

No Brasil, ocorrem ainda duas espécies terrestres, sendo popularmente conhecidas como jabutis. Ambas pertencem à família Testudinidae, consistindo em *Chelonoidis carbonarius* (jabuti-piranga ou jabuti-vermelho) e *Chelonoidis denticulatus* (jabuti-amarelo). A primeira espécie apresenta associação à Mata Atlântica, tendo sua distribuição abrangendo o estado do Espírito Santo (RUEDA-ALMONACID et al., 2007).

Os quelônios são animais que ocupam os ambientes terrestre e aquático, sendo que, entre as espécies de hábitos aquáticos, existem aquelas que habitam ambientes continentais de água doce e aquelas que habitam o ambiente marinho, eventualmente utilizando o ambiente salobro dos estuários como áreas de alimentação. As espécies dulcícolas costumam alternar com frequência o uso do ambiente terrestre e aquático.

No geral, as espécies de quelônios de água doce são residentes (i.e., passam toda a vida em uma mesma região, no máximo apresentando deslocamentos entre sítios próximos no intuito de obterem alimentos ou para atividades reprodutivas), enquanto os marinhos são migratórios, percorrendo grandes distâncias nos oceanos ao longo da vida. Entretanto, algumas exceções são conhecidas na literatura, a exemplo da tartaruga-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*), que apresenta deslocamentos entre bacias na região, formando, inclusive, sistemas metapopulacionais (SILVA-BRANDÃO et al., 2018).

A respeito das cadeias alimentares, os quelônios também são importantes presas para diversas espécies, tanto no meio terrestre quanto aquático, geralmente como forma de alimento às espécies topo de cadeia alimentares (WYNEKEN; GODFREY; BELS, 2007).

2.7.1 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

Considerando-se que, dentro da fauna de quelônios continentais com ocorrências esperadas para a área de estudo, não existam espécies que utilizem exclusivamente determinados ambientes de água doce (fluvial, lacustre e de reservatório ou brejos) e que, frequentemente, ocorre o deslocamento de espécimes entre estes, neste momento de linha-base, o ambiente fluvial será utilizado como ponto de partida para compreender a distribuição desse grupo taxonômico. Nesse sentido, a área de abrangência para esta pesquisa contempla a região do rio Gualaxo do Norte, do rio do Carmo, calha do rio Doce e suas margens, seus tributários diretos e os lagos, lagoas e brejos dentro de uma faixa de até dez quilômetros do leito do rio Doce.

2.7.2 METODOLOGIA

O método aplicado ao presente relatório consistiu no levantamento aprofundado da literatura disponível acerca do objeto de estudo, contemplando pesquisas publicadas em artigos científicos, livros, periódicos, teses, dissertações, resumos de congressos e trabalhos técnicos desenvolvidos na região em análise.

O primeiro passo foi o levantamento das espécies com real possibilidade de ocorrência na área de estudo, a qual abrange os rios tributários que possibilitaram o aporte da pluma de rejeitos (Gualaxo do Norte e rio do Carmo), a calha do rio Doce, reservatórios de represas, seus afluentes diretos, lagoas próximas.

Também foram procurados trabalhos com análises de toxicidade sobre o grupo temático anteriores ao desastre ambiental. Posteriormente, tais espécies foram categorizadas segundo seus ambientes de ocorrência e hábitos de vida, condições estas tidas como essenciais para o entendimento da magnitude do dano ambiental, uma vez que as modificações sofridas por ambas podem ser determinantes para a incidência de efeitos diretos e/ou indiretos sobre as espécies.

A nomenclatura e a classificação taxonômica adotadas para as espécies de quelônios no presente estudo são as mesmas empregadas pela Sociedade Brasileira de Herpetologia (COSTA; BÉRNILS, 2018).

2.7.3 RESULTADOS

A partir do banco de dados do ICMBio (VOGT et al., 2015) e de estudos que apresentam a distribuição ampla de quelônios no continente sul-americano, um total de 14 espécies de quelônios continentais (sendo 12 aquáticas e duas terrestres) são registradas para os estados de Minas Gerais e Espírito Santo (Tabela 97). Entretanto, parte dessas espécies, embora contemplem distribuições próximas à bacia do rio Doce, ocorrem em ecossistemas bastante distintos, possivelmente não se fazendo representar na região ora em estudo. De qualquer forma, tais espécies são citadas para fins de referência.

A despeito de sua grande importância regional, não são conhecidos trabalhos publicados que contemplem inventários de quelônios ou sequer de répteis ao longo da bacia do rio Doce como um todo. Os poucos estudos que contemplam levantamentos de espécies continentais do grupo foram desenvolvidos em alguns locais específicos no contexto da bacia, a exemplo de Linhares/ES, aonde inventários herpetofaunísticos foram realizados nas reservas locais da Vale (ROCHA, 1998; BÉRNILS et al., 2014). Tais estudos revelam a ocorrência de algumas espécies de quelônios em localidades específicas da bacia.

Tabela 97 – Espécies de quelônios continentais registrados nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo e sua ocorrência na bacia do rio Doce.

Família/Espécie	Nome popular	MG	ES	RD
Kinosternidae				
<i>Kinosternon scorpiodes</i> (Linnaeus, 1766)	muçua	X		
Geoemydidae				
<i>Rhinoclemmys</i> sp.	aperema		X	X
Testudinidae				
<i>Chelonoidis carbonarius</i> (Spix, 1824)	jabuti-vermelho	X	X	X
<i>Chelonoidis denticulatus</i> (Linnaeus, 1766)	jabuti-amarelo	X	X	X
Chelidae				
<i>Acanthochelys radiolata</i> (Mikan, 1820)	cágado-amarelo	X	X	X
<i>Acanthochelys spixii</i> (Duméril e Bibron, 1835)	cágado-preto	X		
<i>Mesoclemmys hoguei</i> (Mertens, 1967)	cágado-de-Hoge	X	X	
<i>Mesoclemmys tuberculata</i> (Lüderwaldt, 1926)	cágado-do-nordeste	X		
<i>Mesoclemmys vanderhaegei</i> (Bour, 1973)	cágado-cabeçudo	X		
<i>Phrynops geoffroanus</i> (Schweigger, 1812)	cágado-de-barbicha	X	X	X
<i>Hydromedusa maximiliani</i> (Mikan, 1825)	cágado-da-serra	X	X	X
<i>Hydromedusa tectifera</i> Cope, 1870	cágado-da-serra	X		
Emydidae				
<i>Trachemys scripta</i> (Thunberg in Schoepff, 1792)*	tartaruga-de-orelha-vermelha	?	?	?

* Espécie exótica com possível ocorrência na região do estudo.

Além desses estudos, informações sobre quelônios continentais para a bacia do rio Doce são provenientes de alguns registros esporádicos presentes na literatura e referentes a ampliações de distribuição, revisões taxonômicas e/ou observações sobre hábitos alimentares e/ou outros aspectos da ecologia das espécies.

A partir da análise dos estudos apresentados, é comprovada a presença de quatro espécies dulcícolas e das duas espécies terrícolas de jabutis na bacia hidrográfica do rio Doce, a saber, o cágado-da-serra (*Hydromedusa maximiliani*), o cágado-amarelo (*Acanthochelys radiolata*) (Figura 305), o cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) (Figura 306), os jabutis (*Chelonoidis denticulatus* e *C. carbonarius*) (Figura 307) e uma espécie ainda não descrita do gênero *Rhinoclemmys*, registrada para a região de Linhares/ES.

A Tabela 98 sumariza o estado de conservação das espécies continentais consideradas como ameaçadas e registradas para a bacia. Por sua vez, as características e a distribuição das espécies no contexto da bacia são as descritas em seguida:

Tabela 98 – Lista de espécies de quelônios continentais ameaçadas de extinção em algum nível, segundo lista de espécies ameaçadas mundial, nacional ou estaduais (MG e ES).

Família/Espécie	Nome popular	Listas de espécies ameaçadas			
		Mundial	Nacional	ES	MG
Testudinidae					
<i>Chelonoidis denticulatus</i> (Linnaeus, 1766)	jabuti-amarelo	VU			
Chelidae					
<i>Acanthochelys radiolata</i> (Mikan, 1820)*	cágado-amarelo	NT			
<i>Hydromedusa maximiliani</i> (Mikan, 1825)*	cágado-da-serra	VU		VU	VU

Nota: DD – dados deficientes, VU – vulnerável, EN – em risco, NT – quase ameaçada, CR – criticamente ameaçada.

* Espécies registradas na bacia do rio Doce.

Fonte: IUCN (2017), ICMBio (2016), Passamani e Mendes (2007) e Minas Gerais (2010).

Figura 305 – *Acanthochelys radiolata*, espécie ocorrente na bacia do rio Doce.



Foto: Sérgio A.A. Morato.

Figura 306 – *Phrynops Geoffroyanus*, espécie ocorrente no leito principal do rio Doce e de seus maiores afluentes.



Foto: Sérgio A.A. Morato.

Figura 307 – Jabutis (*Chelonoidis carbonarius* à esquerda e *C. denticulatus* à direita), espécies ocorrentes na bacia do rio Doce.



Foto: Sérgio A. A. Morato.

2.7.3.1 Distribuição das espécies segundo diferentes ecossistemas aquáticos

As diferentes espécies de quelônios da bacia do rio Doce apresentam especificidades ambientais quanto aos diferentes tipos de *habitat* aquático presentes na região de estudo. Conquanto as espécies sejam convenientemente divididas em marinhas e de água doce, estas ocupam de maneira distinta as diferentes categorias de ambientes.

Em relação ao ambiente dulciaquícola, por exemplo, na região em estudo observam-se o leito do rio Doce propriamente dito, os leitos de seus afluentes (cujas características variam de acordo com diferentes altitudes ou declividades do terreno, contemplando desde rios encachoeirados e com forte energia em sistemas serranos até rios de planície, caracterizados por menor energia e presença de meandros), banhados e várzeas marginais ao rio Doce em sua porção mais baixa e lagos e lagoas naturais ou artificiais, especialmente na região das terras baixas (REBOUÇAS; BRAGA, 2002).

Embora não haja estudos que caracterizem a distribuição dos quelônios em relação aos diferentes tipos de ambiente aquático do rio Doce, o conhecimento sobre os modos de vida dos quelônios ora registrados permite estabelecer os seguintes padrões de distribuição ecológica na região de estudo:

2.7.3.1.1 Espécies de água doce associadas a ambientes lóticos

Os ambientes lóticos da bacia do rio Doce correspondem ao leito desse rio propriamente dito e a seus afluentes. Conforme salientado, entretanto, esses ambientes podem ser subdivididos em sistemas de forte correnteza, associados a ambientes serranos mais íngremes e ricos em corredeiras e cachoeiras, e sistemas associados a áreas mais planas, especialmente nas terras baixas interplanálticas e na planície litorânea.

No primeiro caso, apenas a espécie *Hydromedusa maximiliani* é conhecida habitando rios encachoeirados ou pequenos riachos de áreas planálticas, inclusive em ambientes florestados (COSTA et al., 2015). De fato, segundo esses autores a espécie é altamente dependente de ambientes florestados para sua conservação.

Em relação aos rios de maior porte e menos íngremes, estes são ocupados por *Phrynops geoffroanus*, *Rhinoclemmys* sp. e também por *H. maximiliani*, nesse último caso em locais aonde os rios transponham ambientes florestados. *P. geoffroanus* é a espécie com maior número de registros para o rio Doce propriamente dito, ocupando principalmente locais com corredeiras. Já as demais espécies

apresentam ainda pouco conhecimento sobre sua distribuição na região, porém possivelmente ocorrendo principalmente na foz dos afluentes do rio Doce, onde há maior incidência de matas ciliares.

Embora não haja registros, os ambientes lóticos consistem em locais onde outras espécies de quelônios podem ocorrer, a exemplo de *Hydromedusa tectifera* e *Mesoclemmys spp.* O registro de tais espécies na bacia demanda a realização de estudos confirmatórios.

2.7.3.1.2 Espécies de água doce associadas a ambientes lênticos

Os ambientes lênticos da bacia do rio Doce correspondem a faixas de várzeas e banhados marginais aos grandes rios locais (especialmente nas terras baixas interplanálticas e na planície litorânea) e a lagos e lagoas que se distribuem ao longo da bacia (tanto em áreas elevadas quanto baixas), muitas vezes sem conexão com os rios.

Pouco se conhece sobre a distribuição das espécies em relação aos sistemas lênticos da região. A única espécie confirmada como especialmente associada a tais sistemas consiste em *Acanthochelys radiolata*, que ocupa tanto lagos quanto várzeas. Já *Rhinoclemmys sp.* pode eventualmente ser encontrada em lagoas da região litorânea, porém pouco se sabe ainda sobre sua biologia. Por fim, caso ocorram na região, é possível que tais ambientes sejam ocupados por *Kinosternon scorpioides* e *Mesoclemmys spp.*, além da espécie exótica *Trachemys scripta*.

2.8 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE

A composição das águas superficiais depende de fatores naturais (geológicos, topográficos, meteorológicos, hidrológicos e biológicos) da bacia de drenagem e pode se alterar de acordo com as diferenças sazonais nos volumes do escoamento superficial e condições climáticas, por exemplo (BARTRAM; BALLANCE, 1996). Segundo Pinheiro et al. (2014), a qualidade da água de uma bacia hidrográfica também pode ser afetada por vários fatores antrópicos ou, ainda, pela interação entre os fatores antrópicos ou naturais. Desse modo, pode-se dizer que a qualidade da água de um corpo hídrico reflete as condições existentes em seu entorno. A erosão do solo é outro processo que pode contribuir para a degradação da qualidade da água, sendo que esta pode variar de acordo com a precipitação, a declividade do terreno, o tipo de solo e a cobertura vegetal (BARTRAM; BALLANCE, 1996).

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

A barragem de Fundão está localizada na região de maior pluviosidade da bacia do rio Doce. Estudos prévios ao desastre já apontam a erosão (retirada de solo) e assoreamento (depósito de sedimentos) como um dos principais problemas do rio Doce (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010a; COELHO, 2007). A perda de solo na bacia está entre 657 a 732 t/ano/km². Conforme o Consórcio Ecoplan-Lume (2010a), o desmatamento generalizado e o mau uso dos solos têm conduzido a região a um intenso processo de erosão dos solos da bacia, cujos sedimentos resultantes tendem a assorear os cursos

d'água. Além disso, existe a ocorrência de áreas em que as rochas e o solo têm em sua composição química grandes concentrações de alumínio, agravando ainda mais o problema de contaminação das águas, a qual é potencializada pelo uso indiscriminado de agrotóxicos nas lavouras. Os despejos advindos da mineração e de resíduos industriais e domésticos corroboram esse contínuo processo de degradação dos leitos dos rios da bacia. Em relação à estabilidade da forma dos rios (comprimentos, larguras, entre outros), os indicadores morfométricos indicam que a região entre Fundão e a UHE Risoleta Neves equiparam-se com os valores indicados na literatura para rios naturais.

Visto que a disponibilidade da água visando seus múltiplos usos não se dá apenas em razão de sua quantidade, são necessárias análises físicas, químicas e biológicas para indicar se a água apresenta qualidade adequada para determinado fim. Nesse contexto, para a avaliação das condições de qualidade de água do rio Doce e tributários, foram analisadas principalmente as séries históricas de dados do IGAM e do IEMA. O monitoramento da qualidade das águas realizado pelos referidos órgãos ocorreu de modo mais frequente e por um período maior, de modo que foi possível obter resultados mais representativos. Paralelamente foram avaliados outros estudos, contudo, a maioria contou com poucos eventos amostrais, comprometendo a representatividade dos resultados.

Visando à caracterização da qualidade de água, foram selecionadas as variáveis de qualidade de água que apresentaram percentual de não conformidade igual ou superior a 20% dos eventos amostrais analisados. Desse modo, foi possível identificar quais variáveis de qualidade de água apresentaram desacordos legais de modo mais frequente, revelando possíveis problemáticas ambientais ou características inerentes à região. Ressalta-se que tal análise foi realizada apenas para as séries de dados do IGAM e do IEMA, mais representativas conforme mencionado, e somente para variáveis legisladas. As variáveis de qualidade de água resultantes da análise foram: coliformes termotolerantes, manganês total, cor verdadeira, ferro dissolvido, chumbo total, fósforo total, alumínio dissolvido, arsênio total, sólidos em suspensão totais e turbidez. Cabe lembrar que o monitoramento da bacia do rio Doce realizado pelo IEMA, no Espírito Santo, não contemplou a análise de concentração de metais na água.

Elevados percentuais de não conformidades de coliformes termotolerantes foram registrados em todas as estações de monitoramento de qualidade de água avaliadas, confirmando a problemática da falta de tratamento de esgoto na região de estudo.

Percentuais de desacordos mais relevantes de fósforo total foram observados principalmente na porção capixaba da região de estudo, onde ocorrem baixas taxas de tratamento de esgoto e atividades agrícolas. Na porção mineira, percentuais mais relevantes foram observados nos rios do Carmo e Casca, e no rio Doce, a jusante do município de Ipaba.

Entre os metais, o manganês total foi o que apresentou percentuais de desacordos superiores a 20% dos eventos amostrais em praticamente todas as estações do IGAM no rio Doce. Em relação aos tributários do rio Doce, em Minas Gerais, nas estações dos rios do Carmo, Piranga, Casca, Ribeirão Sacramento, Piracicaba, Corrente Grande, Caratinga e Manhuaçu também foram observados percentuais de desacordos iguais ou superiores a 20%. Em relação a outras referências utilizadas, ressalta-se que no rio Doce, já no estado do Espírito Santo, a análise de laudos fornecidos pelo SANEAR Colatina também indicou concentrações de manganês total superiores ao limite legislado. Ao que tudo indica, esses teores devem estar associados ao *background*, que é naturalmente elevado nas rochas e solos

dessa região, principalmente nas cabeceiras dessas drenagens. Apesar desse elemento estar associado ao ferro, sua solubilidade é relativamente mais elevada, razão pela qual ocorrem também maiores índices de desacordos. Informações complementares sobre os valores naturais dos elementos estão descritas de forma mais detalhada nos relatórios da geologia, dos solos e dos sedimentos.

Destaca-se que, em quantidades excessivas, o manganês pode comprometer o abastecimento público em razão de seu efeito no sabor, tingimento das instalações sanitárias e aparecimento de manchas nas roupas, por exemplo (PHILIPPI JR.; ROMÉRO; BRUNA, 2004).

Em relação ao ferro dissolvido, no rio Doce percentuais de desacordos iguais ou superiores a 20% dos eventos amostrais foram observados próximo aos municípios de Ipatinga, Governador Valadares e Aimorés, em Minas Gerais. O mesmo se observou para os rios Piranga, Casca, ribeirão Sacramento, Corrente Grande e Manhuaçu. Em relação aos estudos complementares utilizados, a despeito do número limitado de observações, laudos do SANEAR Colatina também indicaram concentrações de ferro dissolvido superiores ao limite legislado em pontos de captação no rio Doce, no Espírito Santo. No Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce, não conformidades da referida variável foram observadas nos rios Guandu e Santa Joana, tributários do rio Doce, no estado do Espírito Santo. Esses valores mais elevados de ferro dissolvido, igualmente, devem-se ao *background* natural desse elemento nas rochas e nos solos, conforme mencionado anteriormente para o manganês. Cabe-se destacar que a solubilidade desses elementos é significativamente controlada pelas variações de pH e Eh, ou seja, variações localizadas na acidez ou na disponibilidade de oxigênio da água podem influenciar em valores mais elevados desse elemento em determinadas regiões. Em grandes quantidades, o ferro pode se tornar nocivo, dando sabor e odor desagradáveis e dureza à água, tornando-a inadequada ao uso doméstico e industrial (PHILIPPI JR.; ROMÉRO; BRUNA, 2004).

Os percentuais mais elevados de desacordos de alumínio dissolvido estiveram próximo a 20% dos eventos amostrais considerando as estações do IGAM/MG, e ocorreram de modo mais pontual no ribeirão Sacramento e no rio Doce, próximo ao município de Aimorés. No estado do Espírito Santo, não conformidades de alumínio dissolvido foram observadas nos laudos do SANEAR Colatina em relação ao rio Doce, e no Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (CPRM, 2016) em relação aos rios Guandu e Santa Joana. De acordo com Piveli e Kato (2005), o alumínio é abundante nas rochas e minerais, na água apresenta baixa solubilidade, precipitando ou sendo absorvido como hidróxido ou carbonato. Nas águas de abastecimento e residuárias, aparece como resultado do processo de coagulação em que se emprega sulfato de alumínio. Com relação a riscos à saúde humana, ainda não há consenso entre os pesquisadores sobre o assunto, sendo que a Organização Mundial de Saúde está revendo suas diretrizes quanto à presença de alumínio na água potável ou, ainda, eventuais riscos para a saúde, associados ao metal (CETESB, 2012).

No tocante ao chumbo total, os desacordos mais significativos concentraram-se entre os municípios de Ipatinga e Galileia. Também no rio Caratinga, foi registrado percentual de desacordo mais expressivo. A queima de combustíveis fósseis é uma das principais fontes de chumbo, além de sua utilização como aditivo da gasolina. O chumbo e seus compostos também são utilizados na metalurgia, metais de construção, plásticos e tintas (PHILIPPI JR.; ROMÉRO; BRUNA, 2004). Segundo ICZ (2018), têm-se desenvolvido compostos organoplúmbicos para aplicações como agentes biocidas, redutores

do desgaste nos lubrificantes e inibidores da corrosão do aço, sendo que graças a sua excelente resistência à corrosão, o chumbo encontra muitas aplicações na indústria de construção e química. Convém destacar que a região de Ipatinga e municípios próximos encontram-se no Vale do Aço, que abriga complexos industriais. O chumbo é uma substância tóxica cumulativa, sendo que a intoxicação crônica pode levar a uma doença denominada saturnismo.

Quanto ao arsênio total, um semimetal, não conformidades mais expressivas concentraram-se na porção de montante da região de estudo, no rio do Carmo. Os altos valores registrados para o arsênio total estão possivelmente relacionados à disponibilidade natural desse elemento, ou seja, com a sua origem geogênica, certamente agravada devido às explorações históricas de ouro na sub-bacia desse rio (SILVA, 2013; COSTA, 2007). De acordo com Piveli e Kato (2005), o arsênio apresenta efeito cumulativo, sendo carcinogênico.

Para a variável cor verdadeira, observaram-se percentuais de não conformidades mais significativos em diversos pontos do trecho mineiro da região de estudo. Esgotos sanitários e industriais podem ter contribuído para a elevação dos valores de cor, assim como óxidos de ferro e manganês (PIVELI; KATO, 2005).

Percentuais de não conformidades mais relevantes em relação aos sólidos suspensos totais foram registrados nos tributários do rio Doce, em Minas Gerais: rio do Carmo, ribeirão Sacramento e rio Caratinga. Sólidos suspensos totais na água podem resultar tanto de contribuições inorgânicas (silte, argila, areia) quanto orgânicas (algas, bactérias e plâncton, por exemplo), e têm relação estreita com a turbidez.

Para a turbidez, percentuais de desacordos iguais ou superiores a 20% foram observados nos rios Casca e Caratinga, na porção mineira. Na porção capixaba, percentuais de não conformidades mais elevados ocorreram no rio Doce, próximo à Colatina, e no rio Guandu. Entre as contribuições antropogênicas para a turbidez, von Sperling (2005) cita os despejos domésticos e industriais. De acordo com Piveli e Kato (2005), um alto grau de turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e de algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Além disso, pode afetar o uso doméstico, o industrial e o recreacional da água (PHILIPPI JR.; ROMÉRO; BRUNA, 2004).

No que concerne aos valores em desacordo mais elevados de sólidos em suspensão totais, turbidez e cor, há de se destacar também a problemática da erosão na bacia do rio Doce, haja vista a baixa cobertura vegetal e a presença de solos friáveis, ou seja, que se fragmentam com mais facilidade. Sendo que em períodos chuvosos a questão é agravada.

Em relação à influência do período chuvoso, inclusive, observou-se aumento de concentrações para os seguintes parâmetros: cor verdadeira, sólidos totais, sólidos em suspensão totais, turbidez, fósforo total, nitrogênio orgânico, alumínio total e dissolvido, chumbo total, cobre total, ferro dissolvido e manganês total.

Em relação à comunidade fitoplanctônica, de maneira geral o rio Doce e seus tributários apresentaram elevada riqueza de espécies. Entretanto, alguns valores de clorofila-a e de densidade celular de cianobactérias estiveram acima do limite legislado (Resolução CONAMA nº 357/2005), dando indicativo de degradação ambiental. Vale ressaltar que as florações de cianobactérias interferem diretamente na

qualidade da água, podendo causar alteração nas condições organolépticas da água (cor, odor e sabor) e de saúde pública, devido à produção de compostos potencialmente tóxicos (BERNARDO, 1995).

Já no tocante à comunidade zooplancônica foram poucos os estudos localizados nos trechos de rio da bacia do rio Doce. Cabe destacar que, segundo dados obtidos neste levantamento, os cursos d'água da região vêm sofrendo alterações e impactos importantes devido à mineração, à formação de reservatórios hidrelétricos, à agricultura, entre outros, há décadas. Os corpos hídricos avaliados apresentam grande variação na riqueza e densidade de espécies do zooplâncton, sendo que o predomínio de riqueza, em linhas gerais, é do grupo Rotifera, seguido Cladocera e Copepoda. Para a densidade, novamente houve predomínio de rotíferos, seguido dos copépodes. A prevalência de rotíferos é comum em ambientes tropicais e subtropicais e pode estar associada com a presença de sedimentos em suspensão, além de serem organismos resistentes a diferentes condições ambientais (NEVES et al., 2003; PEDROZO; ROCHA, 2005). Para copépodes, a presença de formas jovens é comum e representa a reprodução contínua desses animais, porém, em quantidades muito elevadas, pode refletir uma estratégia reprodutiva de sobrevivência em condições adversas (PAGGI; JOSÉ DE PAGGI, 1990; PANARELLI; NOGUEIRA; HENRY, 2001; NEVES et al., 2003). As densidades do zooplâncton flutuaram entre as estações, sendo, de maneira geral, maiores no período seco. Segundo estudos do zooplâncton, entre os locais avaliados, o rio do Carmo é o afluente mais impactado, sendo encontrada baixa riqueza de espécies e espécies típicas de ambientes poluídos e resistentes a variações ambientais. Já para o trecho médio do rio Doce e rio Piracicaba, região de entorno do PERD, os autores consideram a riqueza de espécies elevada, indicando ambientes relativamente mais preservados.

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

Entre as 82 espécies nativas registradas, 15 são consideradas endêmicas, ou seja, ocorrem exclusivamente na bacia do rio Doce. A distribuição longitudinal dessa ictiofauna ao longo da bacia não é uniforme, pois algumas espécies são encontradas apenas em regiões de maior altitude, próximo às cabeceiras do sistema, enquanto outras são exclusivas das regiões do curso médio e baixo.

De uma maneira geral, a ictiofauna levantada para toda região apresenta formas migradoras, que são aquelas espécies que usam a calha dos rios de médio e grande portes para deslocamentos reprodutivos, alimentares e/ou de crescimento; formas de ocorrência generalizada, que são espécies normalmente de médio (entre 20 e 40 cm) e grande (> 40 cm) portes que ocorrem em diversos tipos de ambiente aquático; formas introduzidas, que são aquelas espécies que ocorrem nos ambientes aquáticos por causa da introdução acidental (aquicultura e pesca esportiva) ou intencional ("peixamento" de represas); e formas de sistemas fluviais pequenos ("peixes de riachos"), com ictiocenoses normalmente formadas por espécies de pequeno porte que ocorrem em riachos.

O conhecimento acerca dos quelônios continentais ainda é incipiente na bacia hidrográfica do rio Doce. Apesar da existência de alguns estudos já desenvolvidos na região, ainda existem diversas lacunas a serem preenchidas, tais como a confirmação da ocorrência de algumas espécies e as respectivas distribuições geográficas no âmbito da bacia, tamanho das populações, hábitos correlacionados ao ecossistema em questão e as ameaças a que estão expostas essas espécies. Durante estudo realizado no complexo lagunar do baixo rio Doce, em Linhares/ES, mais especificamente na Lagoa do Aviso, Oliveira (2015) analisou características morfométricas e parâmetros populacionais do cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*). Ao longo de aproximadamente seis meses de pesquisa foram amostrados 25 indivíduos da espécie, tendo sido constatado o dimorfismo sexual, onde as fêmeas apresentam porte maior que os machos e, ainda, sendo o tamanho corpóreo geral obtido dentro da média em relação a outros estudos. A autora discute que o tamanho pode variar de acordo com as condições ambientais e qualidade dos recursos disponíveis, sendo este um aspecto relevante que poderá ser utilizado para monitoramento da espécie frente a condições de alteração ambiental. Constatou-se a maior incidência de fêmeas nesse local.

Apesar de ter ocorrido um registro de cágado-pescoço-de-cobra (*Hydromedusa tectifera*) para o sudeste do estado de Minas Gerais (SOUSA; NOVELLI, 2009), é pouco provável que essa espécie ocorra na bacia hidrográfica do rio Doce. Por sua vez, o cágado-da-serra (*Hydromedusa maximilliani*) apresenta registros para uma localidade imprecisa do vale do rio Doce e para o PERD (SILVEIRA et al., 2013).

O cágado-amarelo (*Acantochelys radiolata*) possui ocorrência para os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, entretanto, os dados levantados por Garbin et al. (2016) em coleções museológicas e na literatura apontam a presença da espécie na região costeira do ES e adentrando o continente pelo vale do rio Doce, na ecorregião de água doce conhecida por NE Mata Atlântica.

É plausível afirmar que uma das principais ameaças às espécies de quelônios na bacia do rio Doce, até o evento do rompimento da barragem de Fundão, era a redução drástica do *habitat*, causada pelo avanço da agropecuária e pelo crescimento desordenado das cidades ribeirinhas, com a supressão indiscriminada da vegetação, principalmente das matas de galeria dos corpos hídricos. Outra grave ameaça deriva das duas causas citadas anteriormente, que incorrem na contaminação das águas da bacia hidrográfica por meio da lixiviação dos agrotóxicos utilizados nas lavouras e nas pastagens, e pelo descarte de efluentes domésticos e industriais sem tratamento nos centros urbanos.

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

3 RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS

A onda de lama de rejeitos, advinda do rompimento da barragem de Fundão, percorreu o rio Doce, incluindo quatro reservatórios hidrelétricos instalados na calha do referido rio. Os empreendimentos relacionados a esses ecossistemas são, de montante para jusante, UHE Risoleta Neves, UHE Baguari, UHE Aimorés, UHE Mascarenhas. A Figura 309 ilustra o posicionamento geográfico desses empreendimentos hidrelétricos, enquanto a Figura 310 ilustra o perfil longitudinal do rio Doce com a localização das usinas.

Figura 308 – Localização dos empreendimentos hidrelétricos e respectivos reservatórios instalados na calha do rio Doce, no trecho percorrido pela lama de rejeitos.

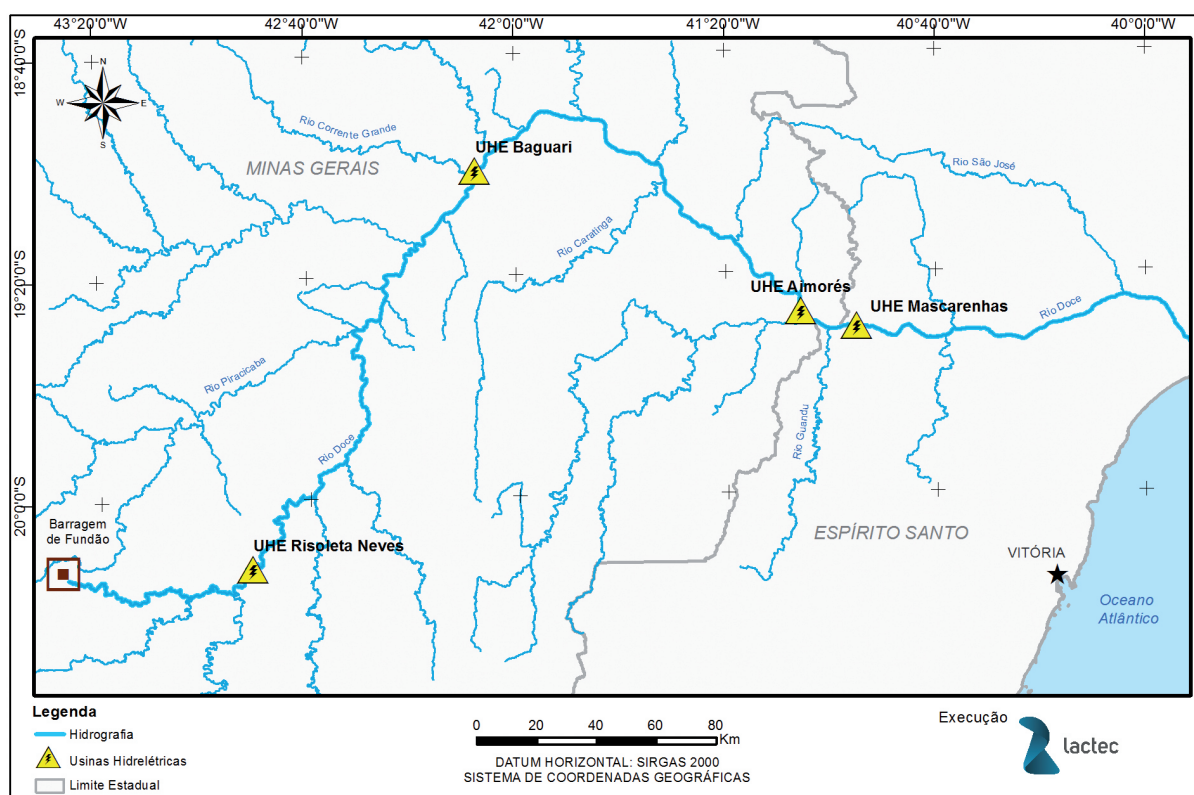
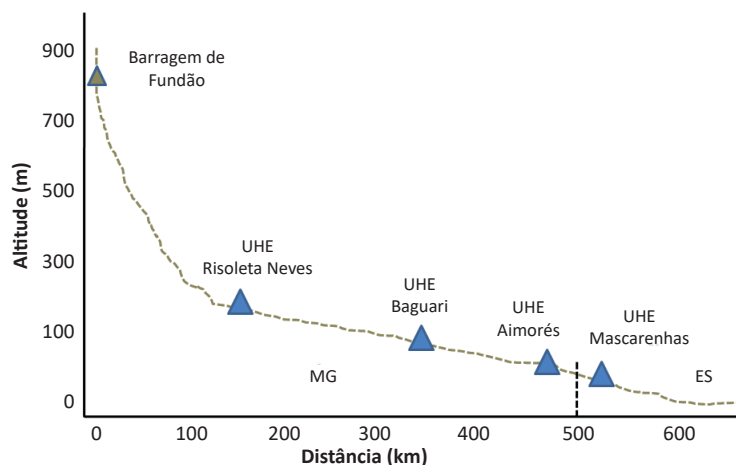


Figura 309 – Perfil longitudinal da bacia do rio Doce com a localização das UHEs de Risoleta Neves (Candonga), Baguari, Aimorés e Mascarenhas.



O acúmulo de sedimentos é mais acentuado dentro dos reservatórios porque estes apresentam velocidades reduzidas devido à imposição de uma barreira ao fluxo. Essa mudança acarreta mudanças nos ecossistemas aquáticos, assim como na qualidade da água desse meio.

As características morfométricas, a vazão e o tempo de residência são apresentados na Tabela 99. As características foram calculadas por meio de informações fornecida nos *sites* das empresas. Nota-se que, apesar de dimensões variadas, os reservatórios apresentam tempos de residência curtos e todos são inferiores a 5 dias. A Resolução CONAMA nº 357/2005 considera os ambientes com tempo de residência menores do que 2 dias como lóticos, maiores que 40 dias como lênticos, e entre estes como intermediários.

Tabela 99 – Principais características morfométricas, de vazão e do tempo de residências dos reservatórios.

Nome	Volume	Área	Profundidade Média	Vazão Média	Tempo de Residência	
	(hm ³)	(km ²)	(m)	(m ³ /s)	(dias)	(horas)
UHE Candonga	41.94	3.6	11.7	128	3.8	91
UHE Baguari	43.56	16	2.7	446	1.1	27
UHE Aimorés	185.11	36.6	5.1	524	4.1	98
UHE Mascarenhas	21.8	5.31	4.1	655	0.4	9

A Usina Hidrelétrica Risoleta Neves (UHE Risoleta Neves), ou Candonga, está situada no trecho alto da bacia do rio Doce. O empreendimento fica localizado entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, na Zona da Mata de Minas Gerais.

A Usina Hidrelétrica de Baguari (UHE Baguari) está localizada no curso médio do rio Doce e o reservatório abrange os municípios de Governador Valadares, Periquito, Fernandes Tourinho, Alpercata, Sobrália e Iapu.

A Usina Hidrelétrica de Aimorés (UHE Aimorés) está situada no trecho baixo rio Doce. Seu reservatório principal tem 30,8 km² e o reservatório auxiliar, 5,8 km², ambos abrangendo os municípios de Aimorés, Itueta e Resplendor, todos no estado de Minas Gerais.

A Usina Hidrelétrica de Mascarenhas (UHE Mascarenhas) também está situada no baixo curso do rio Doce, no município de Baixo Guandu, Espírito Santo. Essa UHE entrou em funcionamento em 1974.

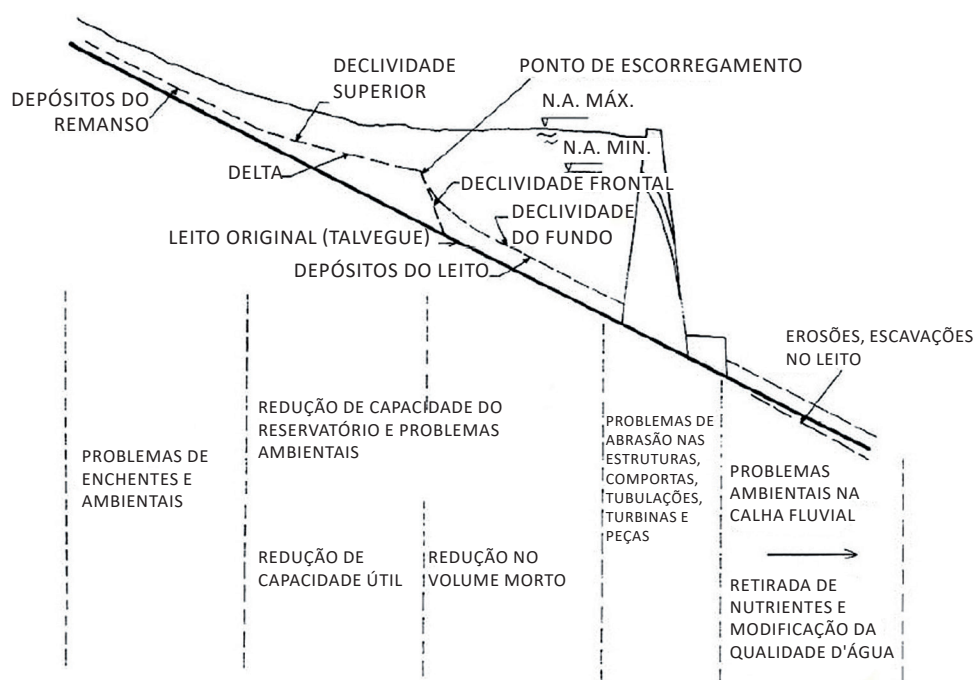
3.1 HIDROLOGIA E TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

Este capítulo tem por objetivo caracterizar a sedimentação dos reservatórios no período anterior ao desastre. Na revisão bibliográfica são descritos os principais conceitos e métodos utilizados para avaliação de assoreamento dos reservatórios. E, por fim, são apresentados os resultados para os reservatórios das usinas hidrelétricas.

3.1.1 CONCEITOS

Durante a construção de uma usina hidrelétrica, há a alteração das condições hidráulicas do corpo d'água e, consequentemente, das condições de transporte de material particulado (VANONI, 1975). Com a redução da velocidade provocada pelo barramento, parte do material particulado fica retido no reservatório, que, com o passar do tempo, pode ter o seu volume útil reduzido. Esse fenômeno, denominado assoreamento, pode trazer implicações também à qualidade da água, à vida aquática e aos usos múltiplos do reservatório. A Figura 310 apresenta o esquema de formação de depósitos de sedimentos nos reservatórios com indicação dos principais problemas decorrentes (CARVALHO, 2008).

Figura 310 – Esquema de formação de depósitos de sedimentos nos reservatórios com indicação dos principais problemas decorrentes.



Fonte: Carvalho (2008; Página 290).

Conforme Vanoni (1977), a deposição do material particulado se dá, preferencialmente, nas seções do lago onde o rio principal ou os afluentes diretos o acessam. Esse material é resultante de diversos processos existentes na bacia hidrográfica a montante do reservatório, que podem ser naturais ou influenciados pelo homem, como erosão de solos, lançamento de efluentes, entre outros.

Santos et al. (2001) apontam que os sólidos que não sedimentarem no reservatório serão transportados para jusante pela água liberada pelo vertedor ou pelo canal de fuga após a movimentação das turbinas. Uma vez que o material sedimentável é relativamente menor, o rio a jusante pode apresentar caráter mais erosivo. Assim, eventuais depósitos de material anteriormente sedimentados em ilhas ou margens do trecho do rio a jusante da barragem podem ser erodidos, e os sedimentos retirados pelas águas podem não ser realimentados na mesma proporção.

Estudos sedimentométricos, normalmente, são efetuados antes da construção da barragem para permitir uma previsão do volume a ser assoreado e da vida útil do reservatório, e, geralmente, são utilizados métodos empíricos. O tempo de vida útil é contado desde a construção até que o reservatório fique assoreado, em uma condição que não serve aos propósitos para o qual foi construído.

O melhor procedimento de apoio para avaliações do processo de sedimentação já ocorrido em um reservatório é por meio do levantamento batimétrico periódico (levantamento detalhado do relevo da “seção molhada” ou parte submersa da seção transversal).

Para avaliações futuras do processo de sedimentação ou para avaliação de cenários do processo de assoreamento, contamos com modelos empíricos ou modelagem hidromórfica (hidrodinâmica mais morfologia) computacional.

A seguir, são apresentadas as revisões bibliográficas de cada um dos métodos de avaliação do assoreamento. A revisão bibliográfica dos estudos anteriores realizados para estimar o assoreamento de cada um dos reservatórios do trecho será apresentada diretamente no item Resultados, pois a análise aqui empregada, na maioria das vezes, se constituiu na avaliação direta de tais estudos.

3.1.1.1 Estimativa do assoreamento através de métodos empíricos

Uma outra metodologia empregada para estimativa do assoreamento, normalmente utilizada para previsão de valores futuros, faz uso de modelos empíricos de retenção de sedimentos, tal como a metodologia apresentada em Bureau of Reclamation (1987), a qual consiste na obtenção dos seguintes tópicos:

- produção de sedimentos e transporte de sedimentos na bacia contribuinte;
- eficiência de retenção;
- peso específico aparente médio;
- volume de sedimentos assoreado ao longo do tempo.

No cálculo do assoreamento, todos os principais termos envolvidos são variáveis ao longo do tempo – a descarga sólida pode aumentar com a erosão na bacia ou diminuir com a implantação de medidas de controle, a eficiência de retenção diminui à medida que os depósitos se formam e o peso específico aparente vai aumentando ao longo do tempo com a compactação do assoreamento.

Normalmente, são adotadas hipóteses simplificadoras no cálculo do assoreamento:

- consideração da capacidade de retenção de sedimentos do reservatório como sendo constante ao longo de todo o período de operação, sendo que a tendência é diminuir com o aumento do assoreamento;
- consideração da distribuição uniforme de sedimentos dentro do corpo d'água (o acúmulo de sedimentos, normalmente, ocorre de forma irregular no reservatório com a formação do delta na sua porção de montante).

Para a definição da entrada de sedimentos no reservatório, deve ser calculada a descarga sólida média anual da bacia a montante no caso de estudo preditivo, ou a própria série de vazões sólidas no caso de estimativa pretérita. A descarga sólida específica média anual pode ser obtida por meio da curva de descarga de uma ou mais estações hidrossedimentométricas da bacia. Aplica-se essa curva de descarga (equação de regressão) sobre a série de vazões médias diárias do local ou sobre a curva de permanência de vazões, obtendo-se, assim, a descarga sólida específica média anual em t/ano/km².

Para pequenos reservatórios, recomenda-se a utilização da curva de Churchill para estimar a capacidade de retenção de sedimentos em fase de projeto de reservatório (CARVALHO, 2008). Para médios e grandes reservatórios, utiliza-se a curva de Brune (BRUNE, 1953) para determinar a eficiência de retenção de sedimentos de um reservatório.

No caso da curva de Churchill, primeiramente, calcula-se o Índice de Sedimentação (IS) expresso por:

$$E = \frac{g \cdot V_{res}^2}{Q^2 \cdot L}$$

Onde:

g - constante de aceleração da gravidade;

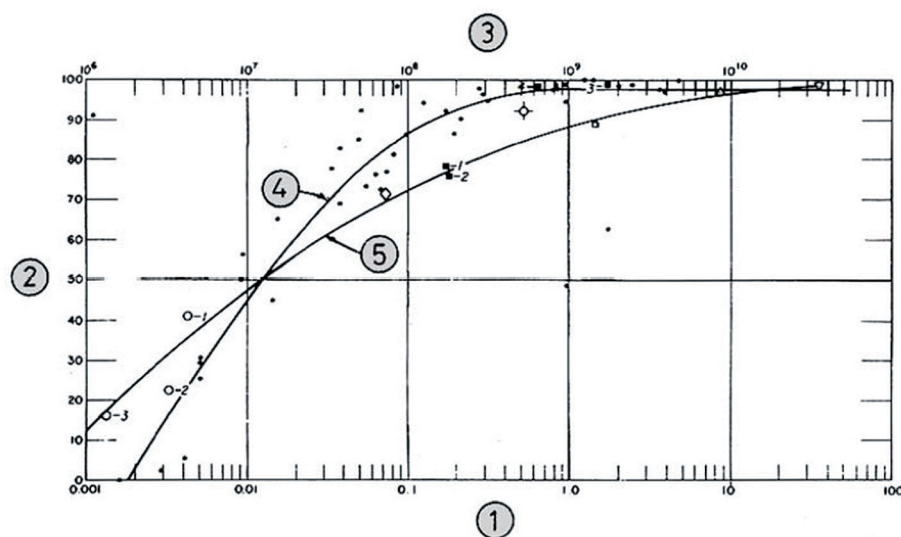
V_{res} - volume do reservatório;

Q - vazão média afluente de longo termo;

L - comprimento do reservatório.

Com o valor de IS é possível obter, através da Figura 311 (IS - eixo superior das abcissas), o valor da eficiência de retenção E de sedimentos em porcentagem (eixo das ordenadas).

Figura 311 – Curva de eficiência de retenção de sedimentos segundo Churchill (Curva 5) e Brune (Curva 4).



Obs.:

- 1: Eixo x - relação volume do reservatório/volume afluente médio anual;
- 2: Eixo y – porcentagem de sedimentos em retenção;
- 3: Eixo x secundário – índice de sedimentação vezes aceleração da gravidade;
- 4: Curva de Brune (médios e grandes reservatórios);
- 5: Curva de Churchill (pequenos reservatórios).

A curva de Brune, também apresentada na Figura 311, possui no eixo das ordenadas o valor da eficiência de retenção de sedimentos no reservatório, em porcentagem ou em fração, e no eixo das abscissas, a capacidade de afluência, correspondendo ao volume do reservatório dividido pelo volume médio de água afluente em um ano (utilizar a vazão média de longo termo). Utiliza-se o volume do reservatório correspondente ao nível d'água máximo normal.

Existem vários fatores que influenciam o peso específico aparente do sedimento depositado:

- a maneira como o reservatório é operado;
- a textura e o tamanho das partículas dos sedimentos;
- a taxa de compactação e de consolidação;
- a ação de correntes de densidades, inclinação do talvegue, e o efeito da vegetação na área do reservatório.

Normalmente, não se considera o último fator por ser de difícil caracterização. Entre os fatores acima, a operação do reservatório é provavelmente o mais influente. Lara e Pemberton (apud CARVALHO, 2008) desenvolveram um método para a estimativa do peso aparente inicial baseado na classificação da Tabela 100.

Tabela 100 – Tipos de operação de reservatórios.

Tipo	Operação do reservatório
1	Sedimentos sempre ou quase sempre submersos.
2	Depleção do reservatório de pequena a média.
3	Reservatório normalmente vazio.
4	Reservatório vazio.

Fonte: Carvalho (2008).

Uma vez selecionado o tipo de operação do reservatório, o peso específico aparente inicial (gi) do sedimento pode ser estimado utilizando-se a seguinte expressão:

$$\gamma_i = W_c \cdot p_c + W_m \cdot p_m + W_s \cdot p_s$$

Onde:

W_c , W_m , W_s - coeficientes de compactação de argila, silte e areia, respectivamente, obtidos segundo o tipo de operação do reservatório (Tabela 101);

p_c , p_m , p_s - frações (%) de quantidade de argila, silte e areia, respectivamente, contidas no sedimento afluyente.

Tabela 101 – Constantes W e K para o cálculo do peso específico aparente.

Tipo de operação do reservatório	Argila		Silte		Areia	
	W_c	K_c	W_m	K_m	W_s	K_s
1	0,416	0,2563	1,121	0,0913	1,554	0,00
2	0,561	0,1346	1,137	0,0288	1,554	0,00
3	0,641	0,00	1,153	0,00	1,554	0,00
4	0,961	0,00	1,169	0,00	1,554	0,00

Fonte: Carvalho (2008).

O peso específico do material aumenta com o tempo que ficar depositado no reservatório. Assim, para cada ano de operação pode ser calculado o novo peso específico aparente. Miller (apud KOELZER; LARA, 1958) propôs a seguinte fórmula:

$$\gamma_T = \gamma_i + 0,4343 \cdot K [\ln(T) \cdot T / (T-1) - 1]$$

Onde:

T - número de anos de consolidação;

$$K = K_m \cdot p_m + K_c \cdot p_c + K_s \cdot p_s;$$

K_m , K_c , K_s - constantes para cada tipo de material em função do tipo de operação do reservatório (Tabela 101).

O volume assoreado ($V_{\text{assoreado}}$) após T anos de consolidação no reservatório é dado por:

$$V_{\text{assoreado}} = q_{\text{st}} \cdot AD \cdot E_{\text{retenção}} \cdot T / \gamma_T$$

Onde:

q_{st} – vazão sólida específica média de longo termo;

AD – área de drenagem no local do reservatório;

$E_{\text{retenção}}$ – eficiência de retenção;

T – tempo de assoreamento;

γ_T - peso específico aparente após T anos.

3.1.1.2 Estimativa do assoreamento através do levantamento da batimetria

Carvalho (2008) cita que os levantamentos sedimentométricos de reservatórios incluem levantamentos topobatimétricos, estudos das características do sedimento do leito, conformação e distribuição dos depósitos, investigação de focos de erosão nas margens, degradação do canal a jusante da barragem, bem como aspectos ambientais decorrentes. O levantamento topobatimétrico do reservatório permite:

- determinar o volume de água ou capacidade do reservatório;
- determinar a área do espelho de água;
- determinar o perfil do leito do rio;
- determinar as curvas cota x área e cota x volume;
- verificar características físicas dos sedimentos acumulados;
- quantificar o sedimento assoreado no período, por comparação com levantamentos anteriores ou com o mapa da época da formação do reservatório;
- determinar a capacidade de retenção de sedimentos;
- determinar a descarga sólida média afluente ao reservatório.

Para fazer a previsão do volume de acumulação de sedimentos em um reservatório, devido à sua dificuldade e sujeição a erros, é desejável que se determine o volume e peso do sedimento acumulado, em certos intervalos específicos de tempo, durante toda a vida útil do reservatório (BRUK, 1985 apud CARVALHO, 2008).

A frequência dos levantamentos sedimentométricos em reservatórios depende de alguns fatores, principalmente do valor de acumulação de sedimentos, do tamanho do reservatório e do custo financeiro. O fator mais importante na determinação da frequência de levantamentos em reservatórios é a quantidade de carga sólida afluente, a qual, quando com valor elevado, indica que estes estão sujeitos a serem assoreados em menos tempo e devem ser avaliados com maior frequência (VANONI, 1977). É importante efetuar levantamentos sempre que houver uma mudança na capacidade do reservatório superior a 5% e, também, após a ocorrência de cheias de grande magnitude.

Para realizar o monitoramento das condições do reservatório em função do acúmulo de sedimentos, com o avanço do desenvolvimento tecnológico, utilizam-se ecobatímetros para medição de profundidades sincronizados com receptores Global Navigation Satellite System (GNSS), que permitem o posicionamento planimétrico precisamente acoplado às profundidades. Também há sensores inerciais que corrigem possíveis erros provenientes da movimentação de embarcações, quando necessário (IHO, 2005).

De acordo com Carvalho (2008), os ecobatímetros dividem-se em monofeixe (*singlebeam*) e multifeixe (*multibeam*). Os ecobatímetros monofeixe emitem apenas um pulso acústico vertical, ou seja, apenas uma cota de profundidade somente na vertical a cada pulso. Já os ecobatímetros multifeixe proporcionam maior varredura de mapeamento do fundo, sendo assim, otimizando o tempo de execução do serviço e fornecendo maior detalhamento do produto final.

Os dois métodos mais comuns empregados no levantamento de reservatórios são: método de levantamento de contorno e método de levantamento de linhas topobatimétricas. O primeiro usa, essencialmente, os procedimentos de mapeamento topográfico por aerofotogrametria e é adequado para o levantamento original do reservatório, ou seja, antes da sua formação. O volume do reservatório é calculado a partir das áreas correspondentes às diferentes curvas de nível e das diferenças de elevação entre elas.

O segundo consiste na definição e determinação em campo de seções transversais de monitoramento. Pode ser utilizado em todos os tipos de reservatório, mas é mais comum no caso daqueles alongados onde a definição de seções transversais é mais óbvia. No caso de reservatórios com muitos braços secundários, cada braço deve ser levantado separadamente.

Evidentemente, as curvas de nível submersas para aplicação do método do contorno podem ser obtidas por interpolação a partir das seções transversais levantadas. Carvalho (2008) apresenta as seguintes recomendações na definição das seções transversais de monitoramento:

- O levantamento topobatimétrico deve ser realizado em linhas transversais bem definidas e a fim de permitir a comparação posterior. As seções devem ser sempre materializadas com marcos nas margens e amarradas à rede geodésica se existente e/ou a acidentes geográficos notáveis.
- Um exame de levantamentos antigos e de mapas da época da formação do reservatório deve ser feito para auxiliar na escolha das seções, na localização dos marcos e mesmo no desenho das seções, escolha da escala e preparação de novos mapas.
- O levantamento será mais preciso quanto mais próximos forem os perfis levantados, os quais deverão estar mais densos na área do delta de deposição dos sedimentos (entrada do reservatório) e nas proximidades de trechos de forte declividade.
- Seções transversais devem ser locadas na boca de todos os principais braços do reservatório (fz dos principais afluentes), sendo que a rede de linhas deve se estender a todos os tributários e, especialmente, no curso principal até a montante da área de remanso.

Levantamentos feitos em 57 reservatórios com áreas entre 30 e 15.000 hectares mostraram que, em média, o número ideal de seções topobatimétricas pode ser obtido pela relação (MORRIS; FAN, 1998):

$$N_{ST} = 2,942 \cdot A^{0,3652}$$

Onde:

N_{ST} – número de seções topobatimétricas;

A – área do reservatório (ha).

Essa relação deve ser utilizada apenas para estimar preliminarmente o número de seções topobatimétricas, pois estas devem representar satisfatoriamente o volume do reservatório, que depende fundamentalmente de sua geometria.

Já o *Guia de Orientações para Atualização das Curvas Cota x Área x Volume*, publicado pela ANA (2013), para atender à Resolução Conjunta ANEEL/ANA nº 3/2010, estabelece diferença na metodologia do trabalho de acordo com o tipo de ecobatímetro (monofeixe ou multifeixe). Quando forem empregados ecobatímetros monofeixe, os trabalhos no curso d'água principal, braços, afluentes contribuintes e canais do reservatório deverão ser determinados por linhas regulares de sondagem (LS) equidistantes transversais ou longitudinais às curvas isobatimétricas da área de estudo.

Para a definição da equidistância entre as linhas de sondagem/seções topobatimétricas no corpo principal do reservatório de UHEs, adota-se a fórmula a seguir:

$$E_{ST} = \frac{0,35A^{0,35}}{D}$$

Para a definição da equidistância entre as linhas de sondagem/seções topobatimétricas no corpo principal do reservatório de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs), adota-se a fórmula a seguir:

$$E_{ST} = \frac{0,1A^{0,25}}{D}$$

Onde:

E_{ST} - equidistância das seções topobatimétricas transversais (km);

A - área do reservatório em seu nível operacional normal (ha);

D - extensão do reservatório (corpo principal), em nível operacional normal (km).

Essa metodologia descrita deve ser utilizada apenas referencialmente sempre que possível, podendo ser sujeita à flexibilização em sua empregabilidade, dependendo das condições reais de cada reservatório. Com respeito à equidistância das linhas de sondagem longitudinais, tanto para UHEs quanto para PCHs, estas deverão ser de três vezes às praticadas para as linhas de sondagem transversais, conforme região que se encontre no reservatório (ANA, 2013).

Quando o levantamento batimétrico for executado com equipamentos ecobatímetros multifeixe, a equidistância das seções topobatimétricas será variável em função do tipo de equipamento e da sua respectiva cobertura lateral. Destacam-se que as seções topobatimétricas deverão ser necessariamente longitudinais às curvas isobatimétricas da área. Além disso, salienta-se que a observação do leito do reservatório deverá ser plena (100% da área), não sendo aceitos levantamentos com “buracos” (ANA, 2013).

3.1.1.3 Reduzindo erros em levantamentos batimétricos

Annandale, Morris e Karki (2016) destacam que é muito comum conter erros nos produtos gerados em levantamentos batimétricos. Estes, por sua vez, resultam em taxas incertas de sedimentação, mascarando resultados e dados.

O uso das mais diversas metodologias aplicadas em levantamentos batimétricos pode produzir resultados significativamente diferentes no cálculo de volume de reservatórios. O volume, por sua vez, também pode ser calculado por métodos diferentes e cada um destes contendo um grau de erro. Tem se tornado cada vez mais frequente a varredura de todo o reservatório em vez do método tradicional de definição de linhas de sondagem/seções topobatimétricas, o que pode ocasionar diferenças quando comparados com levantamentos passados do mesmo reservatório que foram utilizados o método tradicional.

Devido a esses erros, é necessário realizar pesquisas batimétricas repetidas usando uma metodologia consistente para obter uma medição precisa da taxa de sedimentação. Levantamentos e cálculos de volume devem ser realizados usando a mesma metodologia. Quando a metodologia é alterada, o novo volume deve ser calculado tanto pelas metodologias antigas quanto pelas novas. A comparação dos resultados mostrará quanto da mudança de volume aparente é devido à mudança de metodologia e quanto é atribuível à sedimentação (ANNANDALE; MORRIS; KARKI, 2016).

3.1.1.4 Implantação das seções de controle topobatimétricas

Conforme a ANA (2013), as seções de controle são um meio eficiente de complementar a batimetria do reservatório, pois através delas se pode acompanhar o carreamento de sedimentos para os reservatórios. Estas devem ser monitoradas a cada dois anos.

Além disso, ANA (2013) recomenda que:

- Nos reservatórios de baixa criticidade ao assoreamento, deve ser instalado um conjunto com três seções de controle topobatimétrico, posicionando-as no seu quartil superior (trecho de montante), incluindo a zona de remanso, onde normalmente ocorrem os primeiros depósitos de sedimento, caso venham de fato a ocorrer. O espaçamento entre as três seções de controle deve ser de no mínimo cinco vezes a largura do rio em condições naturais.
- Nos reservatórios com média criticidade ao assoreamento, devem ser instalados dois conjuntos (com três seções de controle topobatimétrico cada) em dois locais distintos do reservatório. O posicionamento dessas seções de controle deve ser o mesmo dos reservatórios de baixa criticidade.
- Para os reservatórios com alta criticidade ao assoreamento, devem ser instalados três conjuntos (com três seções de controle topobatimétrico cada) em três locais distintos do reservatório mais propícios ao assoreamento. O posicionamento dessas seções de controle deve ser o mesmo dos reservatórios de baixa criticidade.

No caso dos reservatórios que possuam mais de um braço ativo, com tributários importantes, deve-se prever a instalação de pelo menos um conjunto de seções de controle topobatimétrico em cada um deles.

Cada seção topobatimétrica será materializada em campo por meio de dois marcos de concreto, posicionados em ambas as margens do reservatório, sobre o álveo, afastado do local da linha de operação normal do empreendimento, preferencialmente após a linha *maxi maximorum*, de forma intervisível e que o alinhamento destes se encontre perpendicularmente ao fluxo do corpo hídrico.

3.1.1.5 Estimativa do assoreamento através de modelagem computacional

O transporte de sedimento, assim como alterações da morfologia do fundo do rio (seja por erosão ou assoreamento), pode ser estimado através de simulações matemáticas de modelos hidrodinâmicos associados a modelos de sedimentação e erosão. Essa metodologia é útil quando não se tem uma medição sistemática ao longo do tempo da batimetria que nos daria as variações morfológicas do fundo do rio. Também é útil para prever as alterações morfológicas do fundo ao longo de vários anos futuros e impor cenários diferentes.

Os modelos hidrodinâmicos associados a modelos de transporte de sedimentos e modelagem morfológica são modelos determinísticos baseados em equações de causa e efeito que simulam o escoamento das águas num canal ou reservatório, a sedimentação e a erosão do fundo. De maneira resumida, as equações envolvidas são as equações da continuidade (conservação de massa), equação de Navier-Stokes (conservação da quantidade de movimento), equação de transporte de constituintes (Lei de Fick, advecção-difusão), entre outras (tensão do vento, de Reynolds, velocidade de queda do sedimento, transporte de carga no leito, dispersão do sedimento, entre outros). Na maioria, são equações diferenciais resolvidas por elementos finitos ou diferenças finitas.

Com a solução das equações dos modelos hidrodinâmicos, estima-se o campo de velocidades do fluxo da água, temperatura da água, pressões e transporte de constituintes (sedimentos, óleos etc.), e variações morfológicas do fundo.

Existem vários modelos que resolvem essas equações com algumas diferenças no tratamento das equações conforme a aplicação a que se destinam. Pode-se citar alguns desses modelos:

- ECOMSED: formulação mais apropriada para estuários;
- MOHID: mais utilizado em estuários, com pouca utilização em reservatórios e rios;
- SisBaHiA: mais utilizado em estuários, com pouca utilização em reservatórios e rios;
- ELCOM-CAEDYM: pouco utilizado em estuários e reservatórios;
- MIKE (MIKE3, MIKE21C), DELFT3D: utilizados em rios, estuários e reservatórios;
- HEC-RAS: utilizado em rios e reservatórios.

Entre estes, o SisBaHiA e HEC-RAS são gratuitos, enquanto os mais usados são o HEC-RAS, o DELFT3D e o MIKE. O SisBaHiA é bastante utilizado no Brasil em regiões de estuário.

Algumas aplicações no Brasil desses modelos (mostrando a localização, o objetivo e o modelo utilizado) são:

- Bahia de Paranaguá (morfologia do fundo): DELFT3D (LACTEC, 2016);
- Reservatório do Estreito (transporte de sedimentos): SisBaHiA (SPIEGELBERG, 2010);
- Reservatório de Aimorés (assoreamento): HEC-RAS (CORTEZ, 2013);
- Reservatório da PCH Pai Joaquim (assoreamento): HEC-RAS (HICON, 2012);
- Ribeirão das Lajes UTE Paracambi (morfologia do fundo): HEC-RAS (HICON, 2008);
- Reservatório de Mauá (gás de efeito estufa): ELCOM_CAEDYM (DARU et al., 2011).

Para a utilização desses modelos, é necessária uma vasta quantidade de dados de entrada de vários parâmetros. Entre esses dados citamos, a batimetria do trecho estudado, o aporte de sedimentos e sua característica, entre outros.

A utilização desses modelos para a modelagem do rio Doce e do estuário/mar na foz do rio Doce será apresentada em uma próxima etapa.

3.1.2 METODOLOGIA

A metodologia de avaliação do assoreamento dos reservatórios do rio Doce, causado pelo aporte de rejeitos e sedimentos transportados devido à passagem da lama causada pelo rompimento de Fundão, se baseou nas informações disponibilizadas pelas usinas afetadas: UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas. A todas as empresas foram solicitados os estudos de assoreamento realizados ao longo de todo o período de existência (pré e pós-rompimento), incluindo os dados originais dos levantamentos topobatimétricos realizados, de forma a possibilitar a reprodução dos resultados obtidos. Na maioria dos casos foram fornecidos apenas relatórios e mapas da batimetria já processados. Em poucas situações foram recebidos os arquivos brutos contendo a nuvem de pontos levantados. Além disso, normalmente cada usina forneceu informações de apenas alguns levantamentos, sendo que na maioria das vezes as informações vieram incompletas. O detalhamento de tais informações é tratado no item a seguir, onde serão avaliados os relatórios e dados (quando possível). Quando fornecidas as batimetrias de dois levantamentos em período diferentes, e em arquivos com formato propício, foi estimado novamente o volume assoreado.

3.1.3 RESULTADOS

3.1.3.1 UHE Risoleta Neves (antiga Candonga)

A UHE Risoleta Neves localiza-se a cerca de 116 km a jusante da barragem de Fundão. O início de sua operação se deu em 2004 com um volume de capacidade total de 54,44 hm³ e cota normal em 327,50 m.

Os levantamentos batimétricos da UHE Risoleta Neves (Candonga) realizados nas campanhas de agosto/2007 e maio/2014 foram feitos pela empresa HDC Engenharia, e para campanhas de novembro/2015, maio/2016, dezembro/2016 e outubro/2017 pela empresa Engenharia CF. Em todos os levantamentos, a cota máxima de 327,50 m foi adotada como o nível máximo de operação (HDC, 2014; ENGENHARIA CF, 2015, 2016a, 2016b). Nos relatórios, existem as curvas cota-volume para os levantamentos supracitados, além de apresentar a curva cota-volume de 2004 (início da operação). Para a linha-base serão considerados apenas os levantamentos pré-desastre.

As batimetrias obtidas pela interpolação das curvas de níveis realizada pelos Institutos Lactec são apresentadas na Figura 312 (levantamento de agosto/2007) e na Figura 313 (levantamento de maio/2014).

Figura 312 – Batimetria realizada pela HDC Engenharia em agosto/2007 (pré-desastre) e interpolado pelos Institutos Lactec.

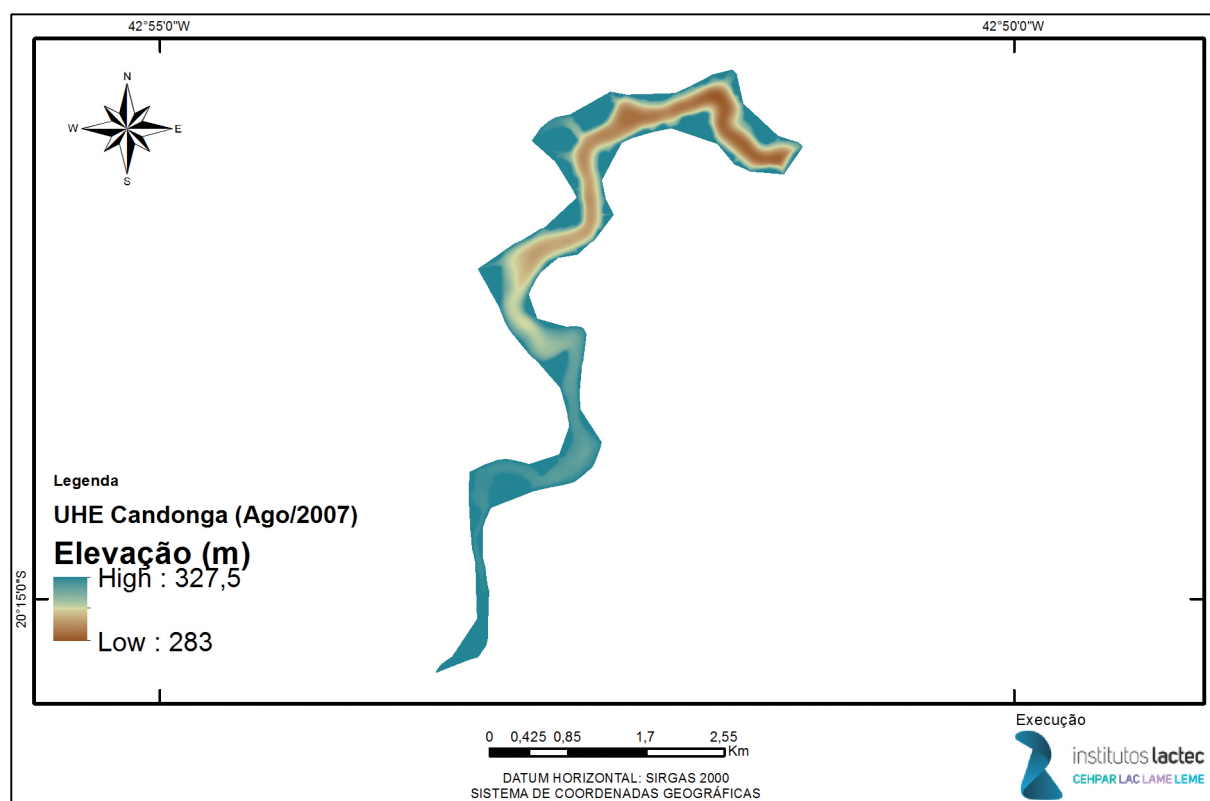
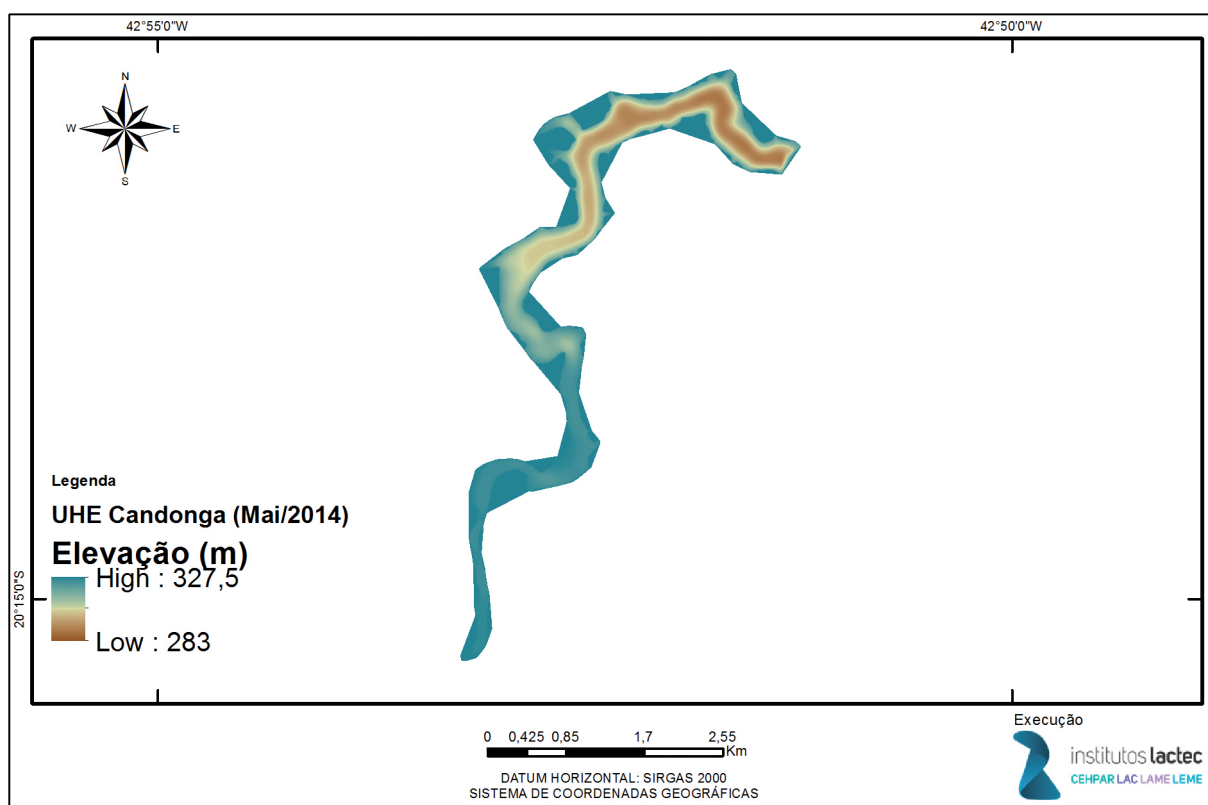


Figura 313 – Batimetria realizada pela HDC Engenharia em maio/2014 (pré-desastre) e interpolado pelos Institutos Lactec.



Os volumes estimados pelos Institutos Lactec, por meio da curva de nível e os volumes retirados das curvas cota-volume (ENGENHARIA CF, 2016b), são apresentados na Tabela 102. Os volumes estimados indicam a capacidade de água para cota máxima de 327,5 m. Portanto, a diferença entre dois levantamentos subsequentes indica o volume assoreado, essa diferença também é apresentada nessa tabela.

Tabela 102 – Volume máximo de água para os diversos levantamentos (o incremento do volume é o volume assoreado no intervalo dos levantamentos).

Período	Intervalos entre levantam. (anos)	Volume pela curva cota-volume (hm ³)	Volume assoreado (hm ³)	Volume pela curva de nível (hm ³)	Volume assoreado (hm ³)
2004	-	52,70	0	52,70	-
ago./2007	≈ 3	46,90	5,80	43,13	9,57
maio/2014	7,00	41,94	4,96	41,07	2,06

Os volumes foram estimados novamente pelo Lactec, porém utilizando o método de obtenção do volume pelas curvas de níveis, o qual é menos preciso já que a informação é compactada em um número finito de curvas. Já para a construção da curva cota-volume foram (provavelmente) utilizados os dados brutos. Logo, as análises doravante apresentadas se baseiam no método que considera a curva cota-volume.

Através da Tabela 102, verifica-se que a taxa média de assoreamento no período de 2004 a 2007 foi de $1,9 \text{ hm}^3/\text{ano}$ (volume assoreado dividido pelo período). Cabe ressaltar que esse valor é maior que o próprio aporte de sedimentos ($1,05 \text{ hm}^3/\text{ano}$) adotado no estudo de projeto básico da usina, conforme apresentado em SPEC (2016). Entre os anos de 2007 e 2014 (81 meses = 6,75 anos), foi verificada uma taxa de assoreamento igual a **$0,73 \text{ hm}^3/\text{ano}$** , uma taxa bem menor que a verificada nos primeiros anos da operação. Essa redução pode ser atribuída a diversos fatores: redução no aporte de sedimentos advindos da bacia e implantação de medidas de controle dos processos erosivos no reservatório, as quais, de fato, foram realizadas segundo SEMAD (2014). Além disso, a redução da taxa de retenção de sedimentos conforme a perda de capacidade de água é um fenômeno que ocorre nos reservatórios (CARVALHO, 2008).

3.1.3.2 UHE Baguari

A UHE Baguari está localizada no rio Doce a, aproximadamente, 322 km a montante de sua foz, com o eixo do barramento posicionado nas coordenadas geográficas de $19^{\circ}02'$ (latitude S) e $42^{\circ}07'$ (longitude W). A usina entrou em operação em 9 de setembro de 2009 e seu reservatório afeta a zona ribeirinha dos municípios de Governador Valadares, Periquito, Alpercata, Fernandes Tourinho, Sobrália e Iapu, todos no estado de Minas Gerais (ANEEL, 2009).

O reservatório possui extensão de 20 km ao longo do curso do rio Doce e mais cerca de 5 km no rio Corrente Grande, seu afluente pela margem esquerda num ponto situado a 2 km a montante da barragem. O reservatório é praticamente coincidente com a calha do rio em seu trecho médio superior (montante), com área inundada de, aproximadamente, 14 km^2 no nível máximo normal (El. 185,00 m), sendo que dessa área cerca de 8 km^2 já pertenciam ao leito original do rio. Portanto, o reservatório pode ser considerado de pequenas dimensões e sem capacidade de regularização, com volume de água total no nível máximo normal de, aproximadamente, 44 hm^3 .

A disposição das estruturas da UHE Baguari apresenta a soleira do vertedor próxima ao leito (cota da soleira de 167,20 m) e sua proximidade com a tomada d'água escavada abaixo do leito (cota da soleira de 152,70 m) permite, durante a passagem de uma cheia, que o vertedor seja acionado para manter sempre o nível do reservatório constante, na cota 185 m. Nessas condições de operação nas vazões altas, o reservatório se comporta de maneira similar à condição natural do rio, transferindo os sedimentos diretamente para jusante da barragem. Esse tipo de operação, em que o vertedor permanece aberto, acontece normalmente no período de novembro a março, quando ocorre a maioria das cheias, e o transporte de sedimentos nessa época corresponde em média a 87% do total anual transportado (CONSÓRCIO UHE BAGUARI, 2006).

Dessa forma, a preocupação com o transporte de sedimentos recai sobre os meses mais secos, quando as velocidades de escoamento se reduzem bastante com a presença do reservatório, criando condições de sedimentação do material transportado. No entanto, a produção de sedimentos é bem menor nessas épocas de estiagem, com aproximadamente 13% do transporte total anual (CONSÓRCIO UHE BAGUARI, 2006).

Portanto, embora a produção de sedimentos da bacia do rio Doce seja elevada, tendo sido estimada para o local da UHE Baguari uma descarga sólida total de 11.480.000 t/ano, não foram detectados nos estudos para implantação da usina problemas de assoreamento nesse reservatório:

Entretanto, apesar do grande aporte de sedimentos previstos ao longo do tempo, não há a previsão de assoreamento do reservatório, em função da disposição das estruturas. A cota de instalação da soleira do vertedouro é próxima do fundo do rio, fazendo com que, durante o escoamento das vazões de cheia, o rio tenha um comportamento próximo de seu natural, carreando os sedimentos para jusante do barramento. Essa forma de disposição das estruturas é positiva para o empreendimento, uma vez que o reservatório previsto, com reduzido volume de acumulação não deverá ser assoreado com o aporte de sedimentos e, sendo assim, poderá ter vida útil indefinida. (ANA, 2005).

Com relação a levantamentos topobatimétricos do reservatório, existem três conjuntos de informações, listados aqui em ordem cronológica: (i) curva cota-área-volume de 2012, descrita como sendo representativa do volume original do reservatório; (ii) levantamento topobatimétrico parcial do reservatório realizado entre 5 e 11 de dezembro de 2015, logo após o rompimento de Fundão (05/11/2015); e (iii) levantamento topobatimétrico detalhado do reservatório, realizado entre novembro e dezembro/2016. Portanto, a estimativa do assoreamento pré-desastre por meio de levantamento batimétrico fica comprometida já que existe somente um levantamento anterior ao desastre.

A única informação sobre o assoreamento está contida no estudo de assoreamento realizado pela empresa Quatro Consultoria Ambiental (QUATRO, 2006). O estudo foi apresentado anteriormente à construção do reservatório para atender a uma condicionante da Licença Prévia e, portanto, apresenta resultados de modelagem utilizando o modelo HEC-6. Os resultados da modelagem indicaram uma taxa de assoreamento de **0,27 hm³/ano**. O que condiz em termos de ordem de grandeza com o valor obtido para o reservatório da UHE Candonga. No entanto, até o momento não foram encontradas ou disponibilizadas medições que confirmem essa taxa de assoreamento.

3.1.3.3 UHE Eliezer Batista (Aimorés)

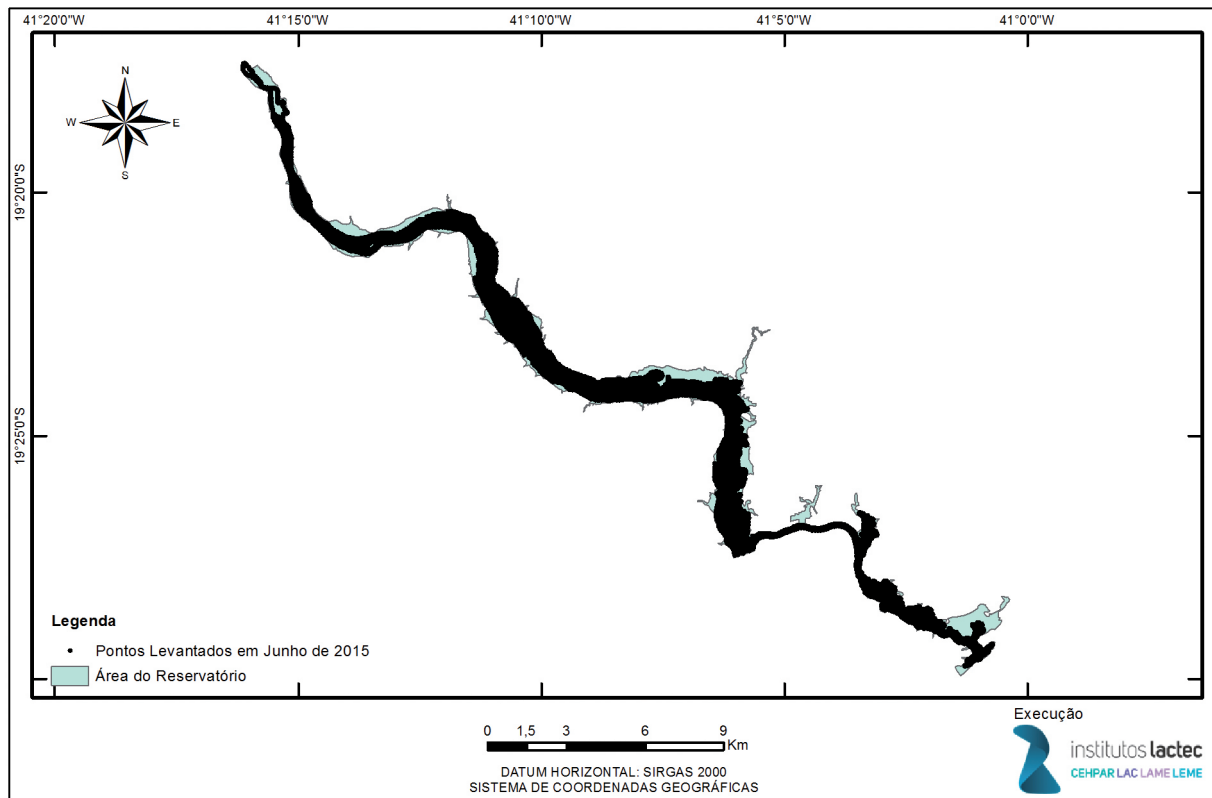
A UHE Eliezer Batista está localizada no rio Doce e abrange os municípios de Baixo Guandu/ES, Aimorés/MG, Itueta/MG e Resplendor/MG, sendo a sua construção iniciada em 2003 e operação em 2006. A usina possui um volume de reservatório de 185,11 hm³, potência instalada de 330 MW e energia média assegurada em operação de 172 MW.

As informações sobre a batimetria da UHE Aimorés (Eliezer Batista) foram todas realizadas pela HIDROTOPO®. Foram fornecidos os dados brutos somente para o período de junho/2015, dezembro/2015 e agosto/2016, sendo, então, um período logo antes do rompimento e outro logo depois. O posicionamento horizontal foi realizado através de um DGPS com precisão submétrica e a aferição de profundidade utilizando-se um ecobatímetro monofeixe com duas frequências (200 kHz e 33 kHz) com precisão de 1 cm e 10 cm, respectivamente. As informações sobre os levantamentos foram retiradas dos relatórios HIDROTOPO (2015, 2016a, 2016b). As profundidades levantadas estão referidas ao nível normal máximo do reservatório (90 m). Os levantamentos de junho e dezembro/2015 cobrem quase toda área do reservatório, porém o levantamento de agosto/2016 deixou de cobrir uma área com aproximadamente 7 km² (20% da área total) devido à presença de macrófitas. Neste documento, serão analisadas somente as informações que ocorreram antes do desastre.

A densidade de pontos no levantamento de junho de 2015 é apresentada na Figura 314. O volume no início da operação em 2005 foi de 184,6 hm³ (CBDB, 2009).

O assoreamento do reservatório da UHE Aimorés foi tópic de uma dissertação de mestrado (CORTEZ, 2013). Metodologias empíricas e semiempíricas foram avaliadas e comparadas com dados medidos para o período setembro/2007 a setembro/2008. Nesse estudo, os volumes assoreados estimados variaram entre 1,9 e 4,9 hm³/ano, sendo que o valor medido foi de 4,87 hm³/ano.

Figura 314 – Localização dos pontos levantados pela HIDROTOPO em junho/2015 antes do desastre.



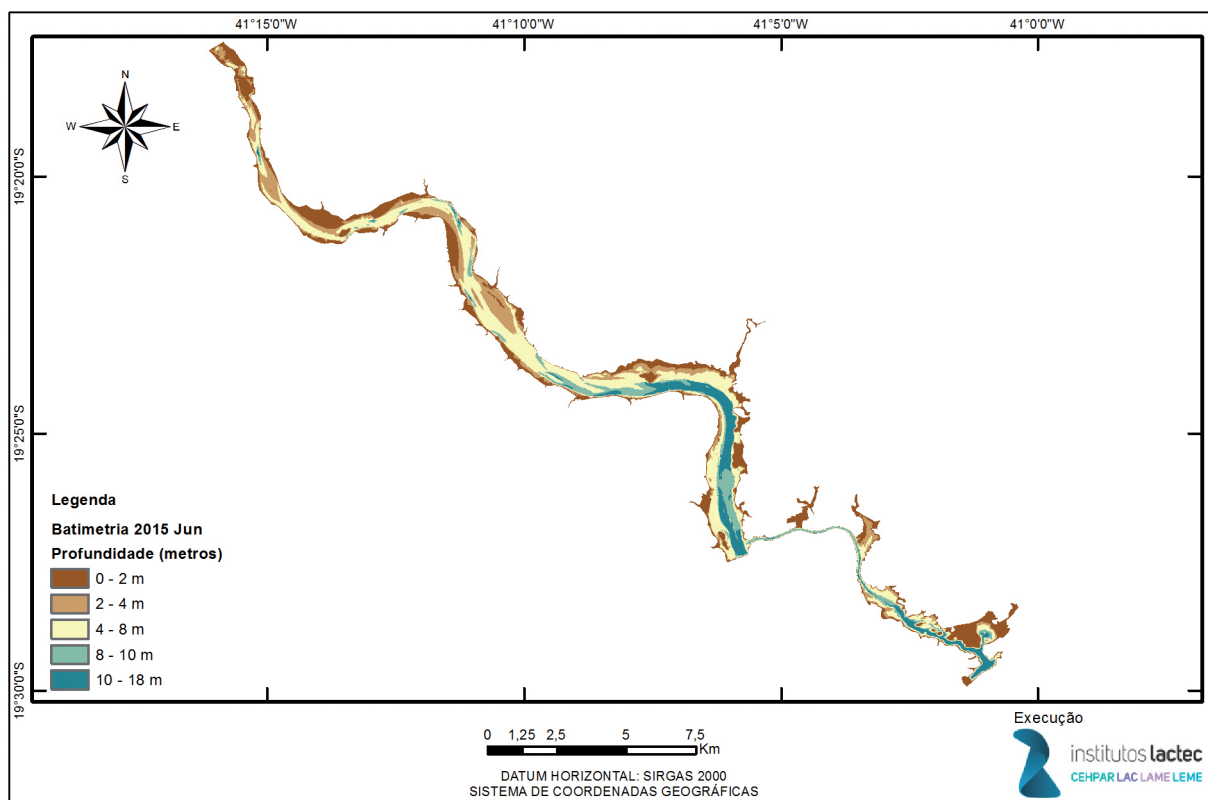
Os volumes de cada levantamento foram estimados pelos Institutos Lactec por meio da interpolação de redes de triangulação irregular (TIN). As profundidades e o contorno do reservatório (profundidade de 0 m) foram os dados de entrada para interpolação. A interpolação foi gerada em uma grade 1 m x 1 m, e o volume estimado pela multiplicação da profundidade pela área da grade (1 m²).

A Tabela 103 mostra as estimativas dos volumes para cada período realizadas pelos Institutos Lactec, além do volume inicial determinado por CBDB (2009). O resultado da interpolação é apresentado na Figura 315.

Tabela 103 – Volume máximo de água para os diversos levantamentos.

Data	Mês	Volume (hm ³)	Fonte do Processamento
2005	—	184,6	CBDB (2009)
2015	Jun.	161,5	Institutos Lactec

Figura 315 – Profundidades máximas de água, levantamento de junho/2015.



A Tabela 104 apresenta os volumes assoreados considerando diferentes períodos. A taxa de assoreamento entre setembro/2007 e setembro/2008 foi de 4,9 hm³/ano (CORTEZ, 2013). Realizando o cálculo do período entre 2005 e 2015 essa taxa seria de 2,4 hm³/ano. No entanto, esse último valor pode ter sido afetado pela realização de limpezas dentro do reservatório durante esse período e não será utilizado como base comparativa. De fato, utilizando a curva de Brune para recalcular a retenção do reservatório de 5 em 5 anos para o período 2005-2015, além de um método empírico (MILLER apud KOELZER; LARA, 1958) para estimar o volume específico aparente de sedimentos depositados (item 3.1.1.1), obteve-se taxas de assoreamento natural entre 5,29 e 5,77 hm³/ano. A Tabela 105 apresenta todos os valores adotados e calculados nessa estimativa.

Tabela 104 – Volumes assoreados para diversos períodos.

Data	Volume Assoreado (hm ³)	Intervalos entre Levantamentos (anos)
2007 – 2008	4,9	1
2005 – jun./2015	23,7	10

Tabela 105 – Estimativa de taxas de assoreamento pelo método empírico.

Período	Volume inicial (hm³)	Taxa de retenção (%)	Volume assoreado (hm³)	Volume final (hm³)	Taxa de assoreamento (hm³/ano)
2005-2010	184,60	48,29	28,85	155,75	5,77
2010-2015	155,75	44,21	26,45	129,30	5,29

Nota: valores adotados: vazão média mensal – 508,76 m³/s; vazão sólida específica – 154 t/ano/km² (valor para o posto Tumiritinga obtido em Institutos Lactec, 2017); granulometria do sedimento depositado recomendado por Carvalho (2008).

3.1.3.4 UHE Mascarenhas

A UHE Mascarenhas está localizada no rio Doce logo a jusante da barragem da UHE Mascarenhas e abrange o município de Baixo Guandu/ES, sendo a sua construção iniciada em 1968 e operação em 1974. Em 2000 a usina foi repotencializada. A usina possui um volume de reservatório aproximado de 21,8 hm³, potência instalada de 180,5 MW e energia média assegurada em operação de 127 MW.

Essa usina vem sofrendo com o assoreamento de seu reservatório há vários anos. O reservatório foi inaugurado em 1974 e em 1979, após um período de cheias, ficou quase totalmente assoreado, com sedimentos chegando a atingir os condutos forçados (ALMEIDA; CARVALHO, 1993).

Miranda, Scarpinella e Mauad (2013) comentam que o reservatório se encontrava com capacidade de armazenamento comprometida pelo assoreamento, passando por constantes dragagens e operando em cotas acima das previstas no projeto original. Carvalho e Lou (1986 apud MIRANDA; SCARPINELLA; MAUAD, 2013, p. 71) citam que: “A bacia hidrográfica onde o reservatório se encontrava produzia uma grande quantidade de sedimentos acarretando no assoreamento do reservatório e exigindo limpezas periódicas a elevados custos.”

Também segundo Almeida e Carvalho (1993), o reservatório teria vida útil até 2003, mas mesmo antes desse período teve problemas de assoreamento junto à entrada dos condutos forçados devido à má concepção do arranjo do empreendimento.

O projeto original da UHE Mascarenhas não contemplou estudos sedimentológicos. Assim, o arranjo escolhido para o aproveitamento exige dragagens constantes e restauração frequente das turbinas. Ainda segundo os autores, poder-se-ia, na época do projeto, ter sido estudada uma concepção de projeto com arranjo diferente do escolhido (que não possui estruturas para atenuar os efeitos de assoreamento), para procurar reduzir tais problemas. Os autores obtiveram uma vida útil de 10 anos para o reservatório (sedimentos atingindo a cota da soleira da tomada d’água).

Segundo Engevix (1997 apud ANA, 2007, p. 9), o assoreamento ainda não tinha atingido o nível mínimo normal (volume útil do reservatório): “se for considerado o volume útil do reservatório (volume contido entre o NA max normal e o NA min), não houve redução” (redução de volume do reservatório).

Também segundo Engevix (1997 apud ANA, 2007, p. 9-10), foi previsto que em 2015 o assoreamento afetaria substancialmente a operação do reservatório:

Por outro lado, se for mantida a taxa atual de assoreamento do volume morto do reservatório (cerca de **0,75 hm³/ano**), em cerca de 18 anos a cota correspondente ao NA min normal seria atingida pelo depósito de sedimentos. Considerando que já se passaram 10 anos desde o último levantamento batimétrico, restariam apenas 8 anos para que o NA min normal fosse atingido pelo assoreamento do reservatório. Assim, aparentemente, a UHE Mascarenhas, dentro de alguns anos, perderá sua capacidade de deplecionamento (nem para uma regularização diária de vazões, como ocorre atualmente), passando a operar totalmente a fio d’água, o que deverá causar uma redução da geração de energia neste aproveitamento.

Outra possível consequência futura do processo de assoreamento será a dificuldade de se cumprir a restrição operativa de vazão mínima defluente de 210 m³/s, uma vez que a vazão mínima média mensal registrada é de 191 m³/s.

Segundo Continho et al. (2001 apud EUCLYDES et al., 2009), a barragem de Mascarenhas opera em cota acima da prevista em projeto e passa por constantes dragagens por já estar com avançado nível de assoreamento, o que compromete a capacidade de armazenamento.

O Centro de Estudos Hidráulicos do Paraná (CEHPAR, 2001) avaliou, por meio da estimativa de retenção pelo método de Churchill (20%), que o assoreamento atingiria a cota do mínimo operativo (58,0 m) em 2014:

Com uma retenção média de sedimentos da ordem de 0,8 hm³ anuais, a cota do mínimo operativo (58m; 10,471 hm³ em 2001) será assoreada completamente em pouco mais de 13 anos. A cota do máximo normal (60,75 m; 18,677 hm³ em 2001) terá seu completo preenchimento por sedimentos em pouco mais de 23 anos, partindo-se de 2001.

Destaca-se que esta estimativa de vida útil do reservatório considera as condições atuais, portando as previsões devem ser vistas com cautela pois a eficiência de retenção de sedimentos pelo reservatório diminui com o assoreamento, ou seja, diminui juntamente com a diminuição do volume ao longo do tempo.

Outro ponto a ser considerado é que, em função do estágio atual de assoreamento do reservatório da UHE Mascarenhas, os métodos teóricos de estimativa da vida útil tornam-se pouco precisos. Assim, a forma mais segura de avaliar o processo de assoreamento é através da combinação dos métodos teóricos com levantamentos topobatimétricos, sendo este último o melhor e mais confiável.

Os levantamentos batimétricos realizados no reservatório da UHE Mascarenhas que se tem conhecimento estão relacionados na Tabela 106, onde são mostradas as curvas cota-volume calculadas por meio desses levantamentos batimétricos. Os valores foram transcritos dos estudos originais. Esses valores foram plotados na Figura 316.

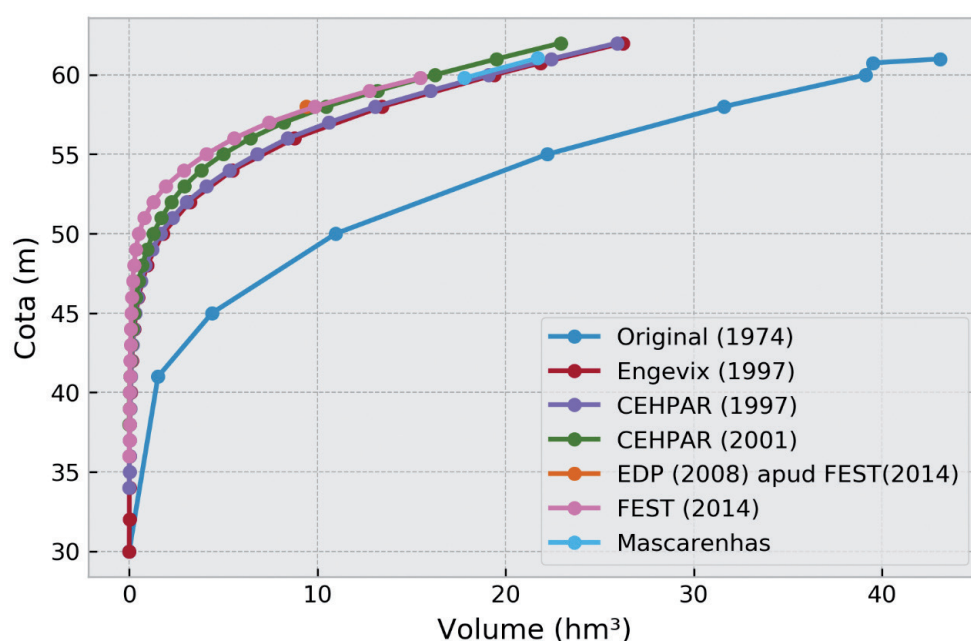
Tabela 106 – Evolução das curvas cota-volume do reservatório da UHE Mascarenhas.

Cota (m)	Original (1974)	Engevix (1997)	CEHPAR (1997)	CEHPAR (2001)	EDP (2008) apud FEST(2014)	FEST (2014)	Mascarenhas ¹
30	0	0					
31							
32		0.01					
33							
34		0.01	0				
35			0.01				
36		0.01	0.01			0	
37			0.02			0.01	
38		0.03	0.02	0		0.02	
39			0.04	0.01		0.02	
40		0.07	0.06	0.01		0.03	
41	1.53		0.09	0.04		0.04	
42		0.13	0.12	0.07		0.05	
43			0.17	0.11		0.07	
44		0.25	0.22	0.17		0.09	
45	4.40		0.31	0.26		0.11	
46		0.48	0.43	0.36		0.14	
47			0.62	0.5		0.19	
48		0.94	0.87	0.69		0.25	
49			1.22	0.95		0.35	
50	10.97	1.78	1.66	1.27		0.51	
51			2.29	1.71		0.80	
52		3.22	3.06	2.24		1.27	
53			4.1	2.93		1.94	
54		5.49	5.32	3.82		2.91	
55	22.22		6.8	4.99		4.09	
56		8.77	8.43	6.43		5.57	
57			10.61	8.22		7.44	
58	31.60	13.43	13.08	10.47	9.4	9.87	
59			16	13.18		12.76	
59.8						15.47	17.81
60	39.12	19.39	19.09	16.24			
60.75	39.50	21.85					
61	43.08		22.42	19.51			
61.05							21.71
62		26.22	25.93	22.93			

Nota: [1] sem informações de data do levantamento batimétrico.

Fonte: Adaptado de CEHPAR (2001).

Figura 316 – Evolução das curvas cota-volume do reservatório da UHE Mascarenhas.



FEST (2014) apresenta os resultados do levantamento batimétrico realizado em novembro/2013. Foram levantadas seções transversais a cada 20 m nos primeiros 500 m a montante do barramento e a cada 100 m no restante do reservatório. Eles utilizaram um ecobatímetro analógico/digital, com transdutor de 200 kHz de frequência, acoplado a um sistema de posicionamento DGPS submétrico. Os dados de profundidade foram transformados em cotas ortométricas a partir dos registros horários de cotas do nível de água do reservatório.

Pelos resultados dos levantamentos batimétricos realizados no decorrer dos anos, verificou-se um grande assoreamento no início do funcionamento da barragem, que de 1974 até 2001 assoreou numa taxa de 0,78 hm³/ano para a cota de 58 m. De 2001 a 2008 ocorreu um assoreamento bem inferior de 0,15 hm³/ano. De 2008 a 2013 ocorreu uma pequena erosão de 0,09 hm³/ano.

Vários estudos apontam para um reservatório com problemas de assoreamento e com acúmulo de sedimentos já afetando os condutos forçados da casa de força, obrigando a constantes dragagens realizadas pelo empreendedor desse a década de 1980. Segundo Almeida e Carvalho (1993), esses problemas são, principalmente, pela má concepção de projeto no arranjo do empreendimento devido à falta de estudo sedimentométrico. A previsão para o assoreamento do volume morto (na cota mínima de operação) foi estimada para ocorrer em 2014 (CEHPAR, 2001) e 2015 (ENGEVIX, 1997). CEHPAR (2001, p. 33) ressalta que:

em função do estágio atual de assoreamento do reservatório da UHE Mascarenhas, os métodos teóricos de estimativa da vida útil tornam-se pouco precisos. Assim, a forma mais segura de avaliar o processo de assoreamento é através da combinação dos métodos teóricos com levantamentos topobatimétricos, sendo este último o melhor e mais confiável.

Também reforça que, à medida que o reservatório vai assoreando, a eficiência de retenção diminui e o assoreamento também diminui, aumentando a vida útil.

3.2 QUALIDADE DA ÁGUA

No presente item são apresentados dados de qualidade de água, pretéritos à ocorrência do rompimento da barragem de Fundão, referentes a programas de monitoramento das quatro usinas hidrelétricas instaladas no rio Doce.

3.2.1 METODOLOGIA

Foram realizados contatos com os responsáveis pelo monitoramento de qualidade de água dos quatro reservatórios hidrelétricos presentes no rio Doce ao longo da elaboração da linha-base. Foram recebidos das concessionárias de energia relatórios e laudos analíticos resultantes de seus monitoramentos contendo dados físicos, químicos e bacteriológicos das águas dos quatro empreendimentos, em períodos e estações característicos de cada empreendimento.

Na sequência, apresentam-se detalhes das quatro usinas hidrelétricas instaladas no rio Doce e como os relatórios e dados recebidos foram tratados no âmbito do presente relatório, visando estabelecer as condições que os empreendimentos apresentavam antes da ruptura da barragem.

3.2.1.1 UHE Risoleta Neves (Candonga)

Para a avaliação da qualidade da água do reservatório da UHE Risoleta Neves foram utilizados os dados da estação CAN-05 do referido empreendimento. A estação está localizada no rio Doce, na área do lago, aproximadamente 690 m a montante da barragem e a 350 m de distância da margem esquerda do lago. As coordenadas na estação CAN-05 são 7.764.275 N e 723.755 E (Fuso 23K).

Foram avaliadas as seguintes variáveis: coliformes totais, condutividade elétrica, cor verdadeira, DBO, Demanda Química de Oxigênio (DQO), ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, pH, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais e turbidez. No que se refere ao período avaliado, utilizaram-se dados gerados entre 2011 e 2015. Ressalta-se que não ocorreram amostragens em julho/2012 e dezembro/2014 e que a variável cor verdadeira só começou a ser monitorada em setembro/2012. Os dados foram fornecidos pela empresa Aliança Energia, que detém 50% do Consórcio Candonga, administradora da usina.

3.2.1.2 UHE Baguari

No tocante à UHE Baguari, as planilhas de dados foram fornecidas pelo Consórcio UHE Baguari via *e-mail* ao Lactec. Foram avaliados os dados dos pontos localizados na região do reservatório conforme Tabela 107:

Tabela 107 – Estações de monitoramento, com dados analisados na UHE Baguari.

Ponto	Curso d'água	Localização	Coordenadas
			[UTM – 23K]
P 01	Rio Corrente Grande	MONTANTE – Próximo à confluência do rio Doce com o rio Corrente Grande	801.079 E – 7.892.396 N
P 02	Rio Doce	MONTANTE – Imediatamente acima do eixo de barramento do reservatório	801.826 E – 7.893.237 N

P 03

Rio Doce

MONTANTE – Na área central do reservatório,
a jusante do Distrito de Pedra Corrida.

798.952 E – 7.887.859 N

Analisaram-se dados de outubro/2010 a outubro/2015, coletados em campanhas trimestrais, para as variáveis: coliformes termotolerantes, cor, DBO, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, pH, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos totais e turbidez.

3.2.1.3 UHE Aimorés (Eliezer Batista)

A UHE Aimorés foi implantada no tramo final do médio curso do rio Doce, com eixo situado na Latitude 19°27' S e Longitude 41°06' W, a aproximadamente 170 km da foz no Oceano Atlântico.

A fase de enchimento do reservatório da UHE Aimorés (Eliezer Batista) foi encerrada em fevereiro de 2006 (HOLOS, 2009), tendo sido considerados na presente análise dados a partir do mencionado período.

Ainda segundo Holos (2009), o tempo de residência das águas no reservatório também é muito reduzido, igual a 2,8 dias para a vazão média de longo período. Considerando as vazões médias mensais, esse tempo alcança um mínimo de 1,6 dia em janeiro e um máximo de 5,2 dias em setembro, ressaltando que será de 13,2 dias se repetida a vazão mínima média mensal histórica. Nessas circunstâncias, o reservatório de Aimorés tem o comportamento de um grande rio com velocidade reduzida.

A Aliança Energia disponibilizou ao Lactec relatórios referentes ao “Programa de Monitoramento Limnológico e de Qualidade de Águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista”. Ressalta-se que foram avaliados os relatórios com dados a partir de 2006, quando o reservatório já estava formado. No reservatório principal, aquele formado com o barramento do rio Doce, o monitoramento é realizado a partir das estações AM025 e AM027, sendo suas localizações apresentadas na Tabela 108.

Tabela 108 – Estações de monitoramento, com dados analisados na UHE Aimorés (Fuso 24K).

Estação	Descrição da localização	Coordenada UTM (E)	Coordenada UTM (N)
AIM025	Reservatório de Aimorés, 500 m a montante da barragem	279.647	7.847.936
AIM027	Reservatório de Aimorés, no município de Itueta	272.412	7.854.779

Foram avaliados os relatórios listados na Tabela 109. Citam-se também as campanhas analisadas no âmbito de cada relatório.

Tabela 109 – Lista de relatórios avaliados.

HOLOS Engenharia Sanitária e Ambiental. Relatório final: Monitoramento limnológico e da qualidade das águas – fase de operação. Nova Lima/MG: março de 2009.

Campanhas avaliadas: janeiro/2006, fevereiro/06, novembro/06, março/2007, junho/2007, agosto/2007, dezembro/2007, março/2008, junho/2008, setembro/2008

MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de janeiro de 2009 a outubro de 2009. Ponte Nova/MG: janeiro de 2010.

Campanhas avaliadas: janeiro/2009, abril/2009, julho/2009, outubro/2009

MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de janeiro de 2010 a outubro de 2010. Ponte Nova/MG: dezembro de 2010.

Campanhas avaliadas: janeiro/2010, abril/2010, julho/2010, outubro/2010

MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório Anual referente à 01ª a 04ª Campanhas (nº 04 de 12) do Programa de Monitoramento Limnológico da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista, referente ao período de março à dezembro de 2011, apresentado ao Consórcio Aimorés, em cumprimento às exigências do contrato CTCHA 3183/2011. Ponte Nova/MG: março de 2012.

Campanhas avaliadas: março/2011, junho/2011, setembro/2011, dezembro/2011.

MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de março a dezembro de 2012. Ponte Nova/MG: fevereiro de 2013.

Campanhas avaliadas: março/2012, junho/2012, setembro/2012, dezembro/2012.

MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de março de 2014 a março de 2015. Ponte Nova/MG: fevereiro de 2016.

Campanhas avaliadas: março/2014, junho/2014, setembro/2014, dezembro/2014, março/2015.

MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de junho de 2015 a março de 2016. Ponte Nova/MG: maio de 2016.

Campanhas avaliadas: junho/2015 e setembro/2015.

O conjunto de variáveis avaliado, de modo geral, foi: cobre dissolvido, coliformes termotolerantes, condutividade elétrica, cor verdadeira, DBO, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, OD, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, turbidez e zinco total.

3.2.1.4 UHE Mascarenhas

Os dados foram fornecidos pela empresa Energest S.A. Das estações amostradas, dados referentes à estação P2, localizada nas proximidades do barramento, foram utilizados no presente estudo. As coordenadas (UTM) da estação são 7.842.586,70 N e 298.209,10 E (Fuso 24K).

Os dados se referem a coletas realizadas entre fevereiro/2011 e outubro/2015. A princípio, os dados recebidos não apresentam temporalidade definida. As variáveis avaliadas foram: coliformes termotolerantes, cor, condutividade elétrica, DBO, DQO, fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, pH, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, turbidez e transparência da água.

3.2.2 RESULTADOS

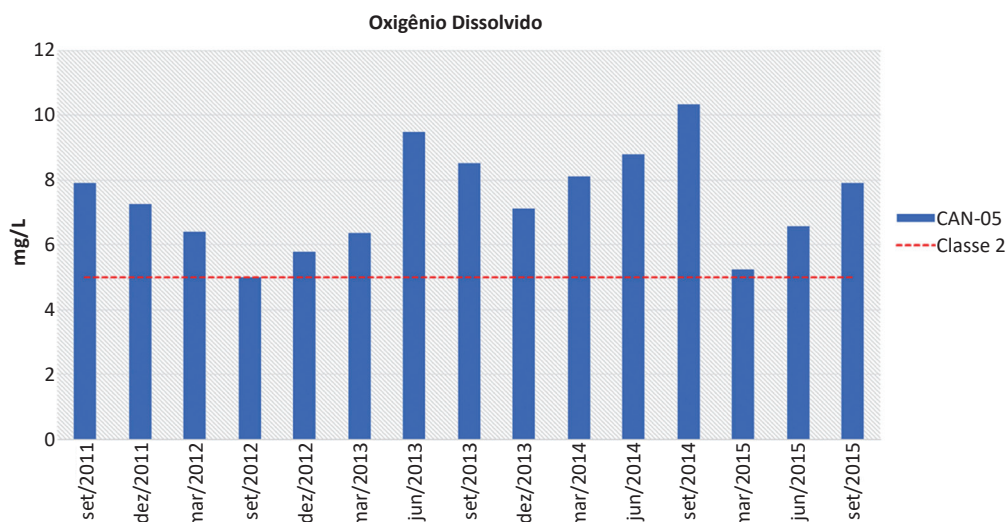
3.2.2.1 Reservatório da UHE Risoleta Neves (Candonga)

Neste item, são apresentados resultados de linha-base sobre o reservatório da UHE Risoleta Neves, por variável de qualidade de água avaliada.

3.2.2.1.1 Oxigênio Dissolvido

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, ambientes doces de Classe 2 devem apresentar concentração mínima de 5,0 mg/L de oxigênio dissolvido. Em todos os eventos de monitoramento, a concentração de oxigênio dissolvido foi superior a tal limite (Figura 317), sendo que o menor valor ocorrido foi de 5,02 mg/L, em outubro/2012, indicando boa oxigenação do corpo hídrico.

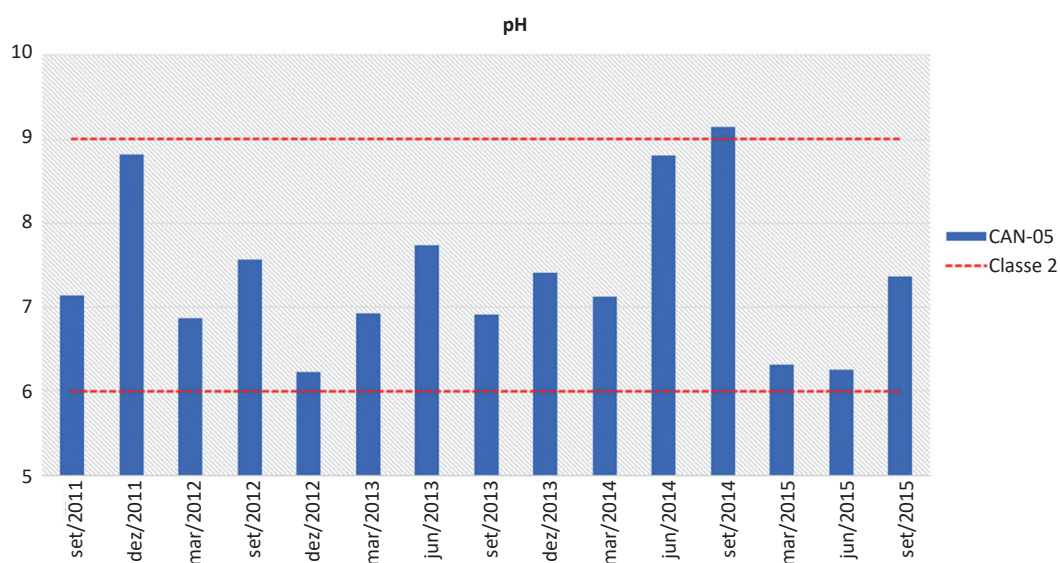
Figura 317 – Valores de oxigênio dissolvido na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.2 pH

A Resolução CONAMA nº 357/2005 indica que, para ambientes doces de Classe 2, o valor de pH deve estar entre 6 e 9 unidades de pH. Registrou-se apenas um desacordo no período monitorado, quando valor de 9,15 foi observado em setembro/2014. Salvo a exceção descrita, os resultados permaneceram entre 6,22 e 8,82 (Figura 318).

Figura 318 – Valores de pH na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.

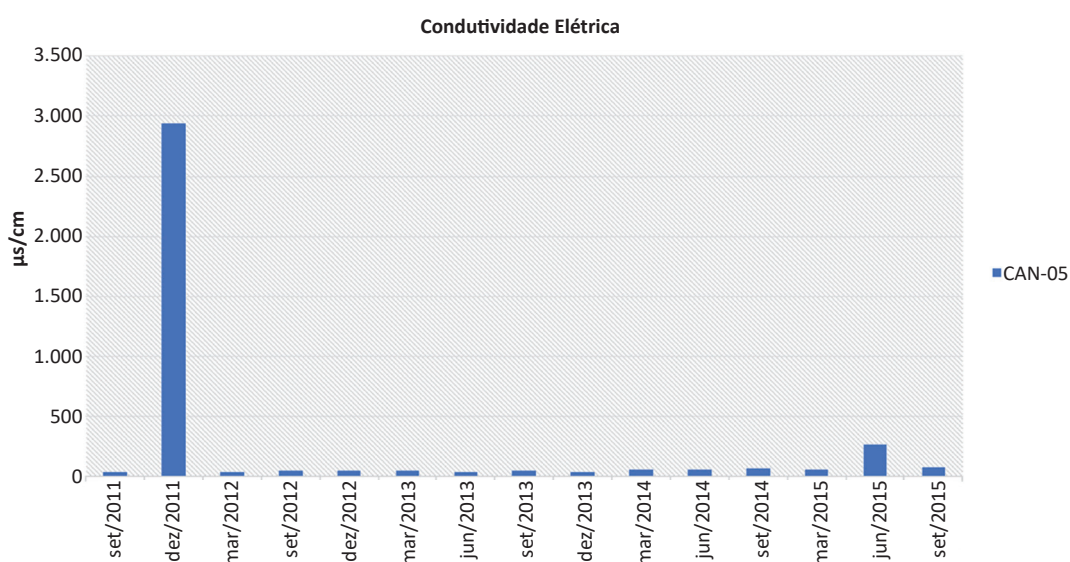


3.2.2.1.3 Condutividade elétrica

De acordo com Libânio (2005), águas naturais apresentam condutividade normalmente inferior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podendo chegar a valores de 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em águas com altas cargas de efluentes (LIBÂNIO, 2005).

Os valores de condutividade elétrica mantiveram-se abaixo de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na maior parte do período avaliado. Nos meses de dezembro/2011 (2.937 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e junho/2015 (265 $\mu\text{S}/\text{cm}$) foram registrados os valores mais elevados (Figura 319).

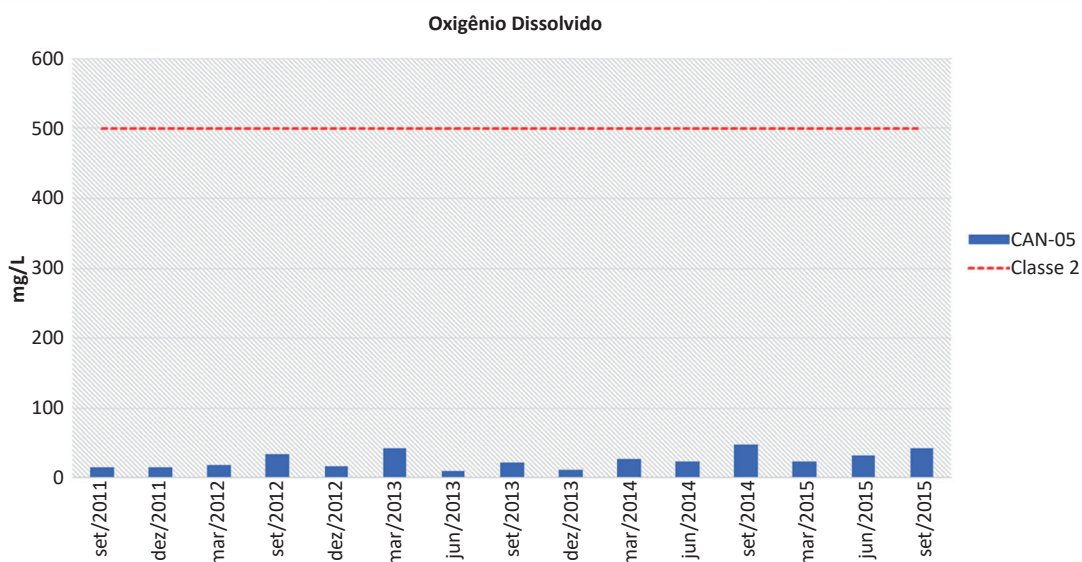
Figura 319 – Valores de condutividade elétrica na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.4 Sólidos dissolvidos totais

A concentração mais elevada de sólidos dissolvidos totais ocorreu em setembro/2014 (47 mg/L), sendo mais de 10 vezes inferior ao limite legislado de 500 mg/L (Figura 320).

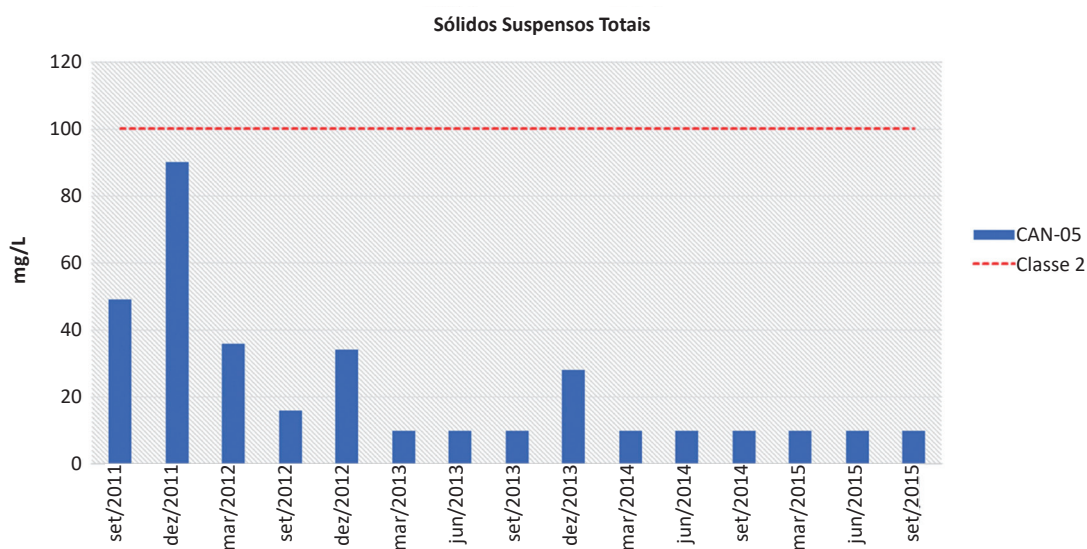
Figura 320 – Valores de sólidos dissolvidos totais na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.5 Sólidos suspensos totais

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não dispõe limite para a variável sólidos suspensos totais. A título de comparação, o valor máximo estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2001 (MINAS GERAIS, 2008) para sólidos suspensos totais é de 100 mg/L. Durante o período avaliado, o maior valor ocorrido foi de 90 mg/L, em dezembro/2011, sendo que no restante do tempo essa variável não superou 49 mg/L (Figura 321).

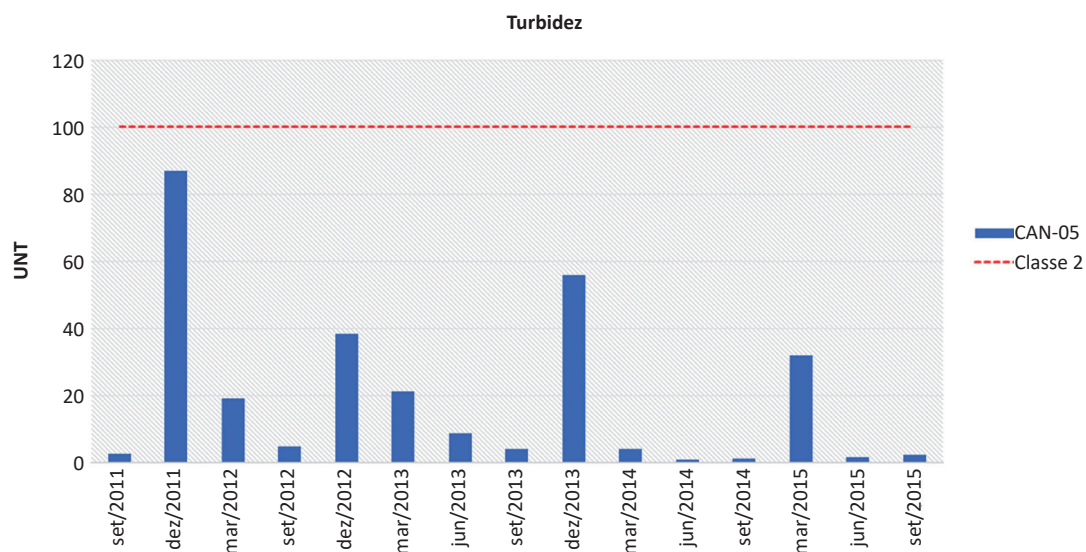
Figura 321 – Valores de sólidos suspensos totais na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.6 Turbidez

O valor máximo de turbidez ocorrido no período avaliado foi de 87 UNT (Figura 322), o que não supera o limite máximo de 100 UNT indicado pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

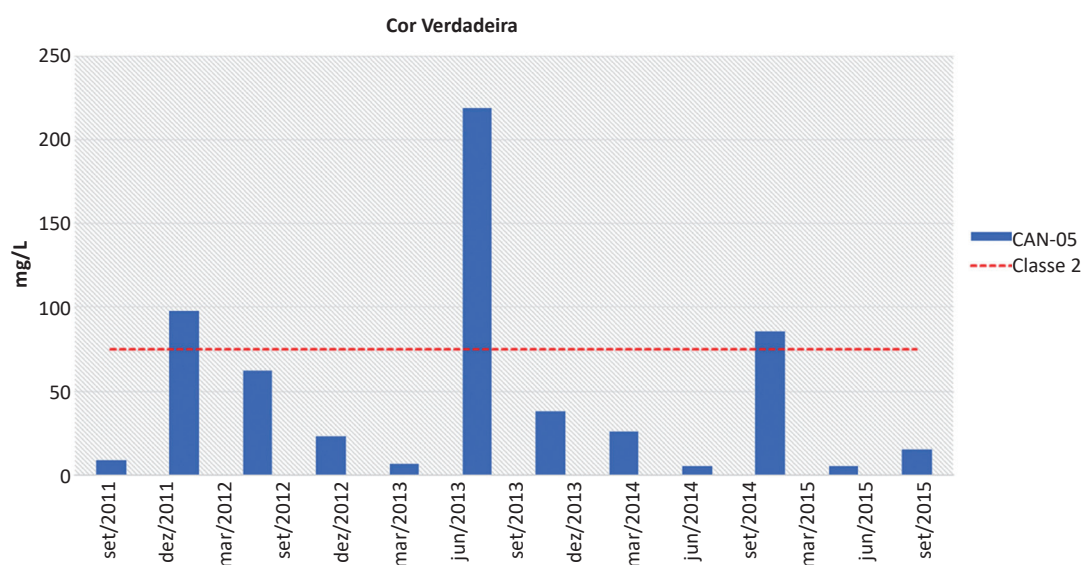
Figura 322 – Valores de turbidez na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.7 Cor verdadeira

A cor verdadeira começou a ser monitorada na região de interesse a partir de setembro/2012, diferentemente das demais variáveis analisadas para esse reservatório. Em relação à Resolução CONAMA nº 357/2005, a qual indica o valor máximo permitido de 75 UC para a Classe 2, não conformidades foram observadas em dezembro/2012 (98 UC), dezembro/2013 (219 UC) e março/2015 (85,82 UC), conforme Figura 323.

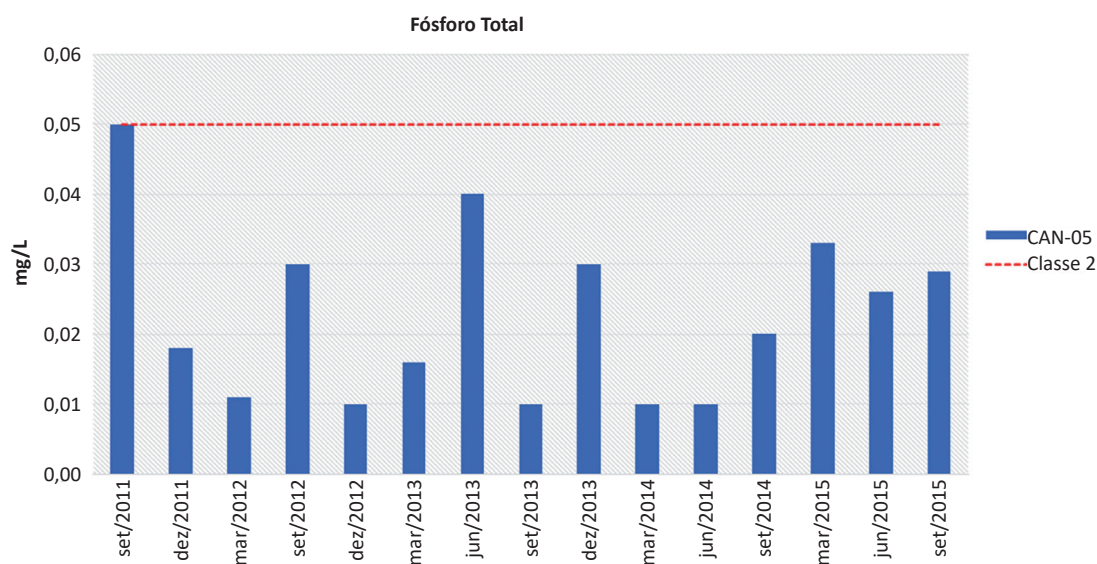
Figura 323 – Valores de cor verdadeira na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.8 Fósforo total

As concentrações de fósforo total em nenhum momento do monitoramento foram superiores ao limite previsto para ambientes intermediários pela Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,05 mg/L. O valor máximo ocorrido foi no limiar de 0,05 mg/L, em setembro/2011, o que não caracteriza desacordo (Figura 324).

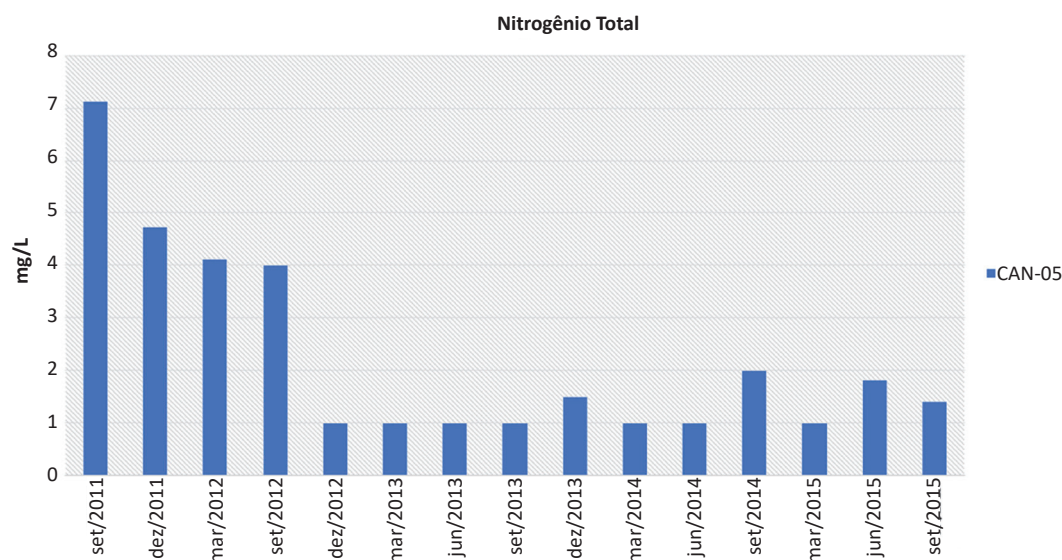
Figura 324 – Valores de fósforo total na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.9 Nitrogênio total

De acordo com a Figura 325, os maiores valores de nitrogênio total ocorreram no início do monitoramento, período no qual ocorreu o máximo de 7,12 mg/L em setembro/2011 e também os valores de 4,73 mg/L (dezembro/2011), 4,12 mg/L (março/2012) e 4,00 mg/L (setembro/2012). As demais amostragens resultaram em valores próximo ao limite de quantificação de 1 mg/L.

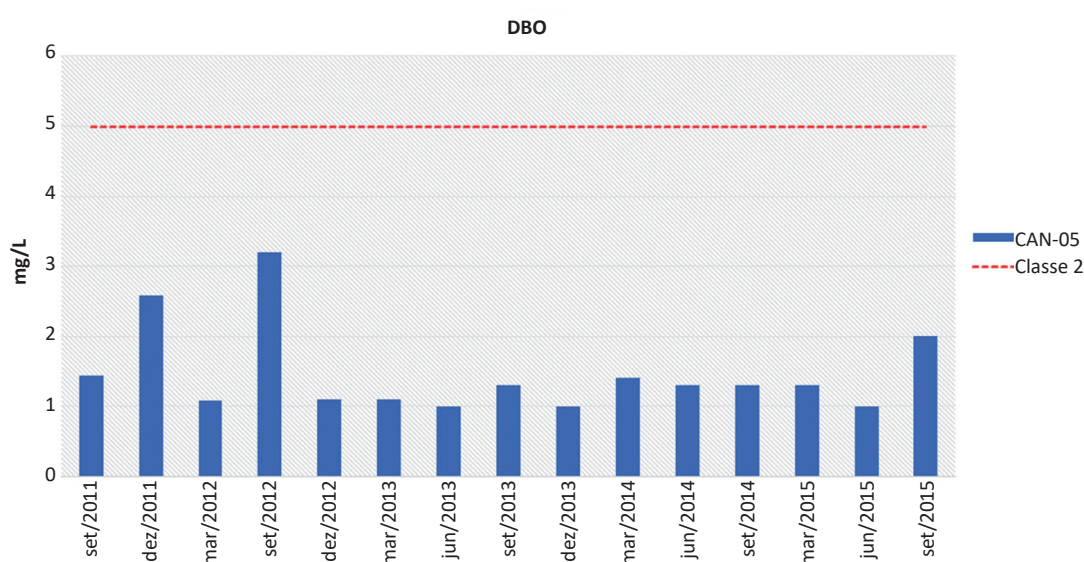
Figura 325 – Valores de nitrogênio total na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.10 32 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

As concentrações de DBO não devem ultrapassar 5 mg/L de acordo com o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes doces de Classe 2. Na estação de monitoramento CAN-05, as concentrações não passaram de 3,2 mg/L, durante o período avaliado (Figura 326).

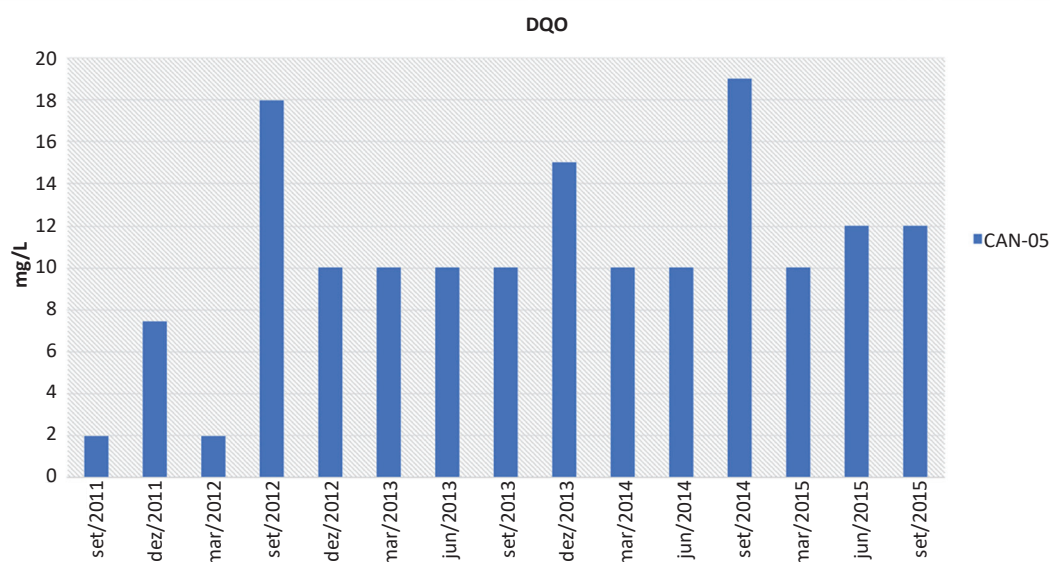
Figura 326 – Valores de DBO na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.11 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Esta variável apresentou alterações em seu limite de quantificação ao longo do período monitorado. O limite alterou-se de 2 para 10 mg/L, a partir de setembro/2012. Novamente, em junho/2015, outra modificação ocorreu, de 10 para 12 mg/L. Em geral, os resultados apresentaram-se próximo ao limite de quantificação.

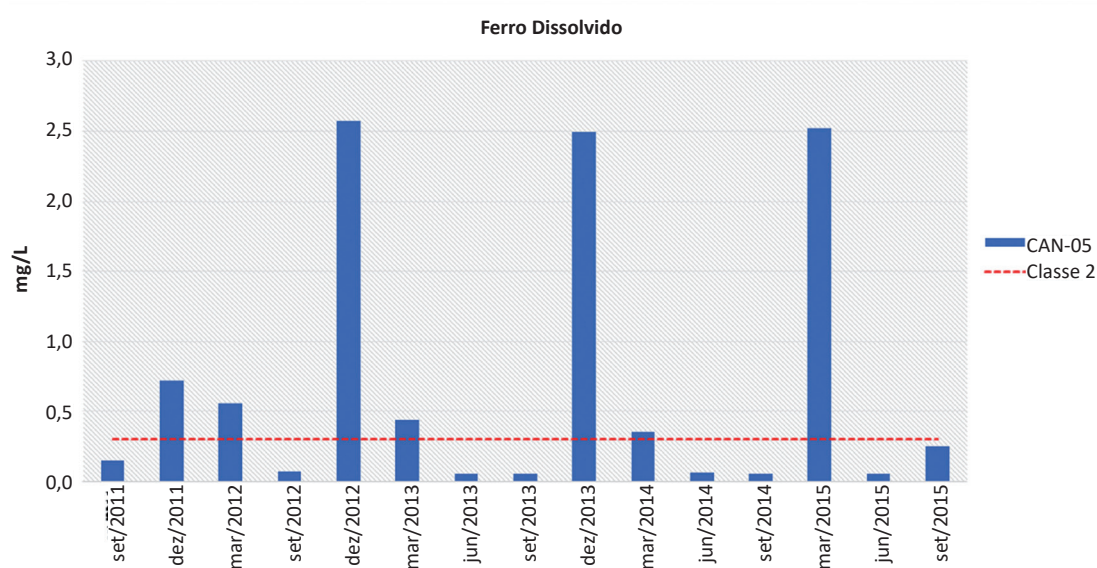
Figura 327 – Valores de DQO na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.12 Ferro dissolvido

O limite previsto pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para esta variável é de 0,3 mg/L. Desacordos com o referido limite ocorreram em diversos momentos durante o período avaliado (Figura 328), a saber: dezembro/2011 (0,72 mg/L), março/2012 (0,56 mg/L), dezembro/2012 (2,57 mg/L), março/2013 (0,44 mg/L), dezembro/2013 (2,50 mg/L), março/2014 (0,35 mg/L) e março/2015 (2,52 mg/L). Dessa forma, 47% das amostragens em desacordo com a legislação. Conforme pode ser observado, as não conformidades ocorreram preferencialmente na estação chuvosa, que compreende os meses de outubro a março.

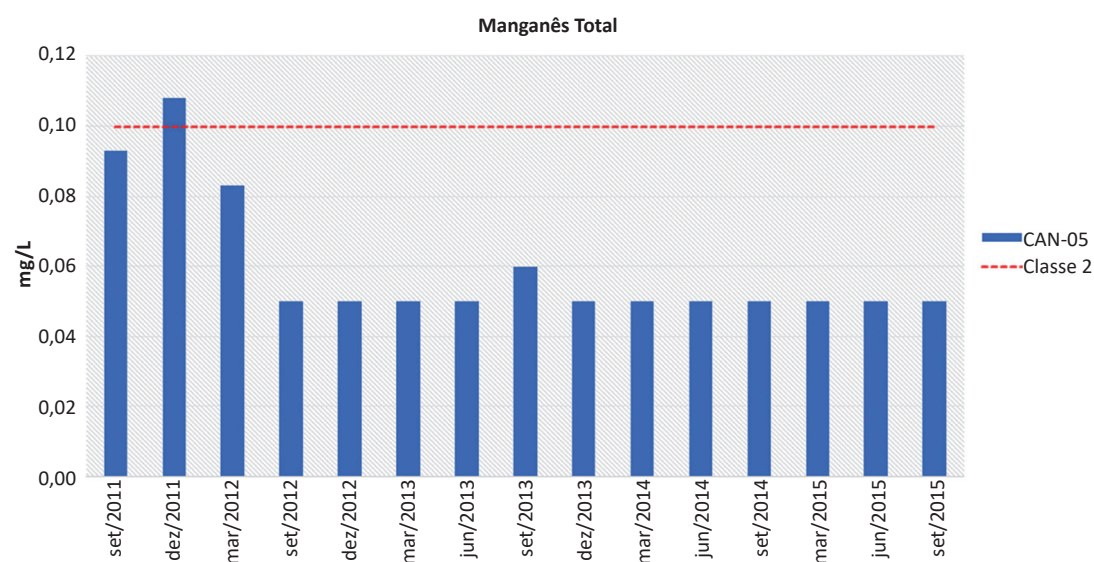
Figura 328 – Valores de ferro dissolvido na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.13 Manganês total

A Resolução CONAMA nº 357/2005 prevê, para ambientes doces de Classe 2, valor máximo de 0,1 mg/L para as concentrações de manganês na água. Nesse contexto, concentração próxima a esse valor ocorreu em dezembro/2011, sendo igual a 0,108 mg/L (Figura 329). As demais amostras permaneceram, no geral, próximo ao limite de quantificação empregado de 0,05 mg/L.

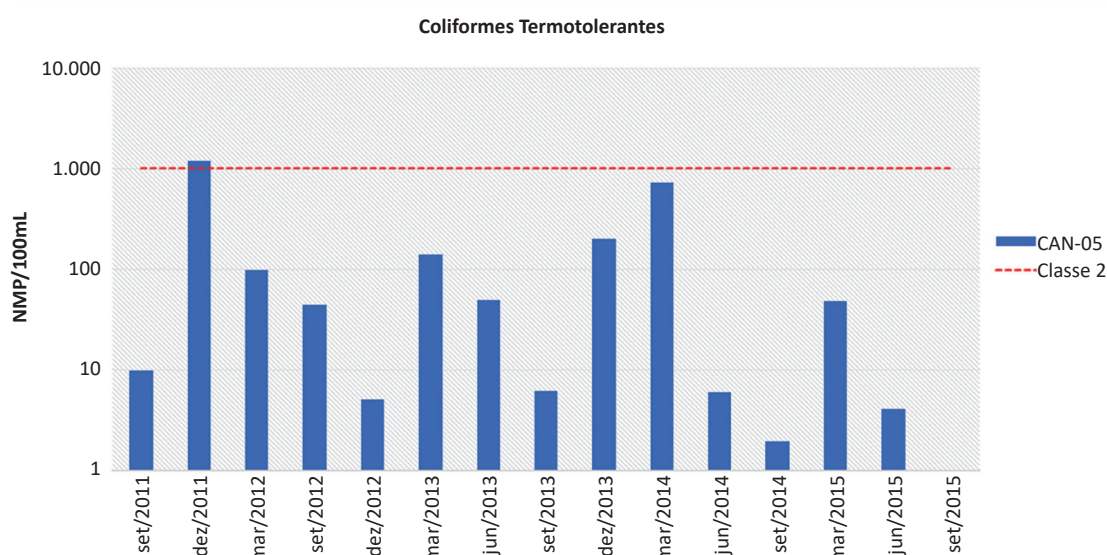
Figura 329 – Valores de manganês total na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



3.2.2.1.14 Coliformes termotolerantes

As concentrações de coliformes termotolerantes ultrapassaram o limite da legislação (1.000 NMP/100 mL) apenas uma vez no período avaliado, quando resultaram em 1.200 NMP/100 mL em dezembro/2012 (Figura 62). Nas demais campanhas, os valores não ultrapassaram a concentração de 727 NMP/100 mL.

Figura 330 – Valores de coliformes termotolerantes na estação CAN-05, entre 2011 e 2015.



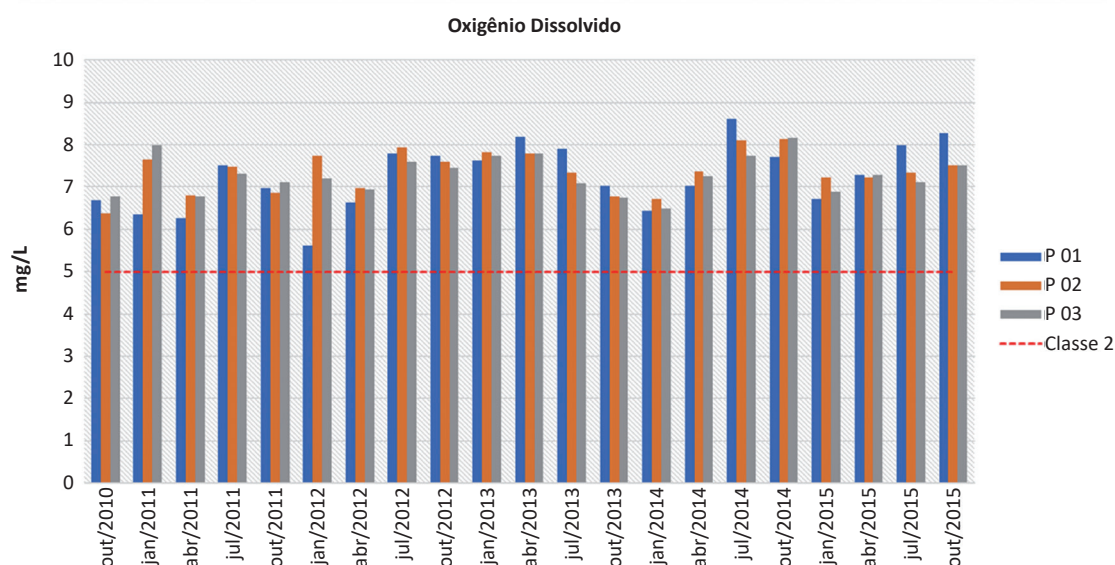
3.2.2.2 Reservatório da UHE Baguari

Neste item, são apresentados resultados de linha-base sobre o reservatório da UHE Baguari, por variável de qualidade de água avaliada.

3.2.2.2.1 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido atingiu seu valor mínimo, de 5,6 mg/L (janeiro/2012), e máximo, de 8,6 mg/L (julho/2014), ambos na estação de monitoramento P01. Em nenhum momento no período avaliado a concentração de OD foi inferior ao mínimo estabelecido pela legislação (5,0 mg/L). Valores médios de OD, nas três estações de monitoramento, ficaram próximo a 7 mg/L (Figura 331).

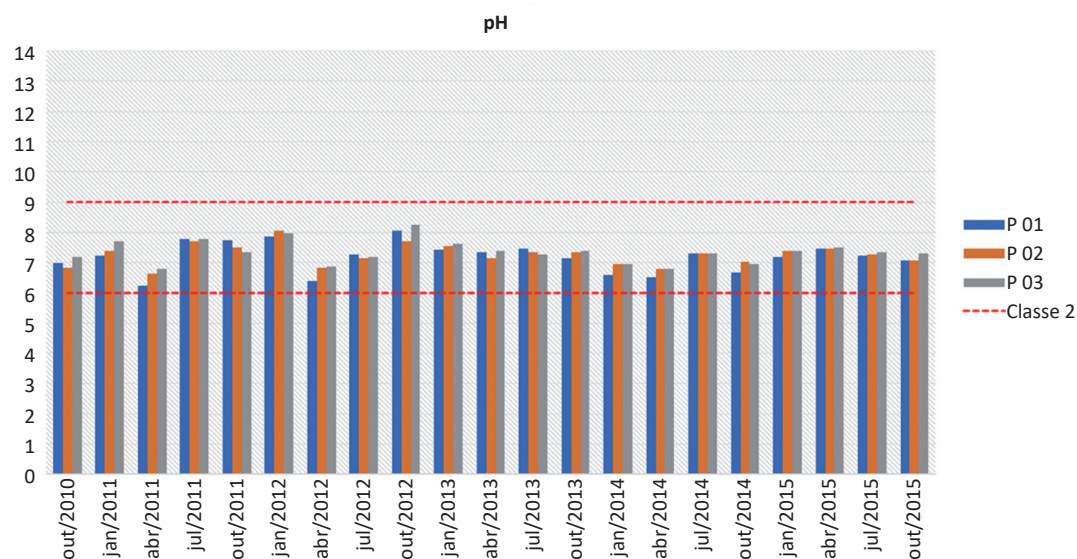
Figura 331 – Resultados de oxigênio dissolvido (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.



3.2.2.2.2 pH

Os valores de pH mantiveram-se de acordo com o estabelecido pela legislação, que estabelece que os valores devem estar entre 6,0 e 9,0 (Figura 332). O valor mínimo foi de 6,2, na estação P01, em abril/2011 e o máximo, de 8,3, na estação P03, em outubro/2012.

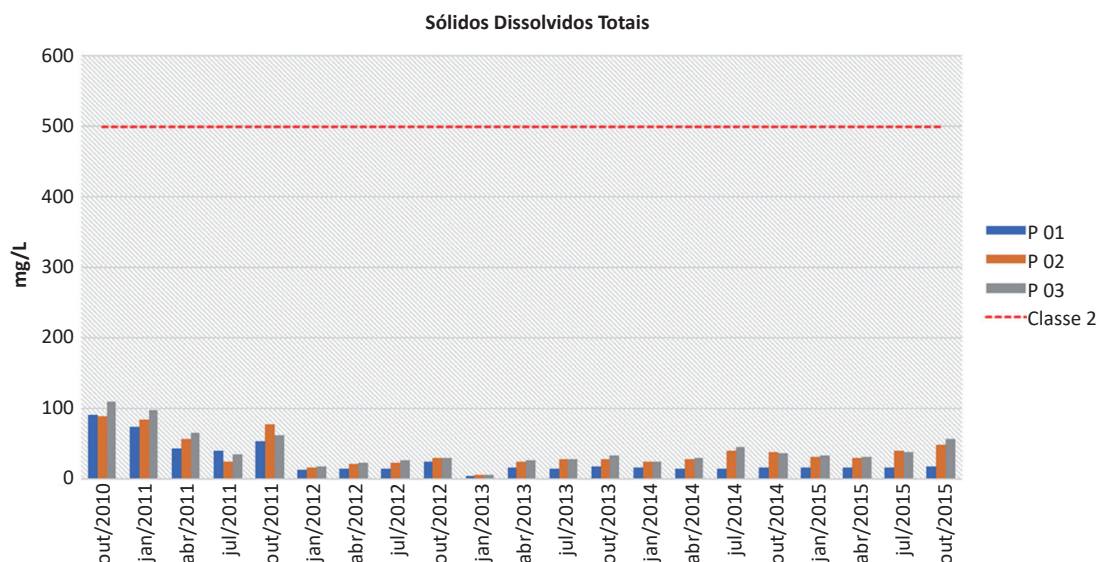
Figura 332 – Resultados de pH para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.



3.2.2.2.3 Sólidos dissolvidos totais

Os valores de sólidos dissolvidos totais (Figura 333) não superaram o valor de 110 mg/L, que ocorreu na estação de monitoramento P03, em outubro/2010. O limite da legislação é de 500 mg/L, portanto os resultados estiveram de acordo ao longo do período monitorado.

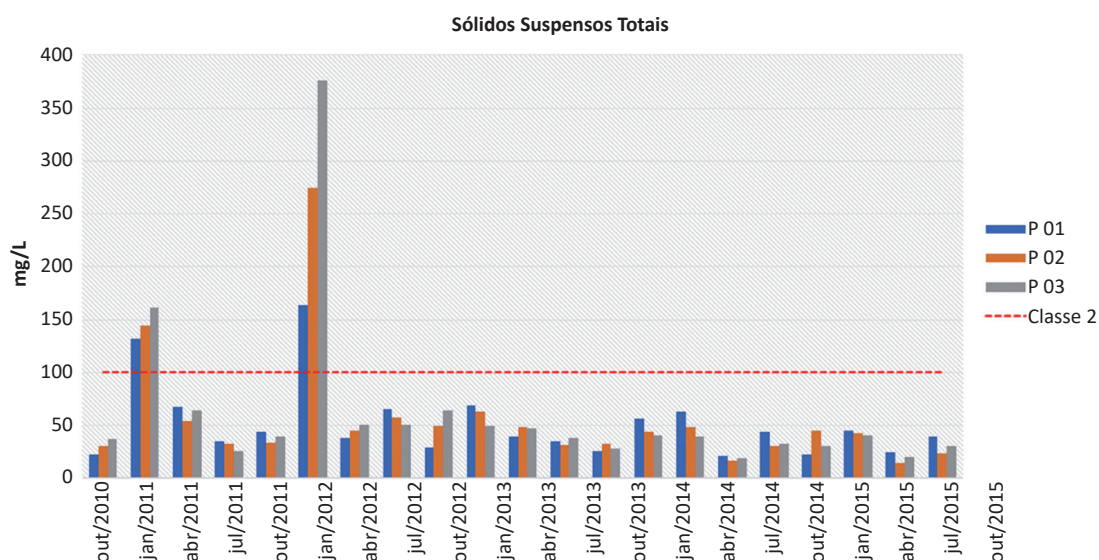
Figura 333 – Resultados de sólidos dissolvidos totais (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.



3.2.2.2.4 Sólidos suspensos totais

Os sólidos suspensos totais apresentaram valores médios que variaram entre 50 e 60 mg/L, aproximadamente, ao longo do monitoramento, para as três estações avaliadas (Figura 334). Desacordos com o limite disposto na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008) foram observados em janeiro/2011 e janeiro/2012, quando superaram o valor de 100 mg/L. Naqueles meses, os valores máximos de 162 e 376 mg/L foram registrados, respectivamente, para a estação P03. Em 2013, 2014 e 2015, os resultados não superaram o valor máximo permitido, seguindo tendência de diminuição.

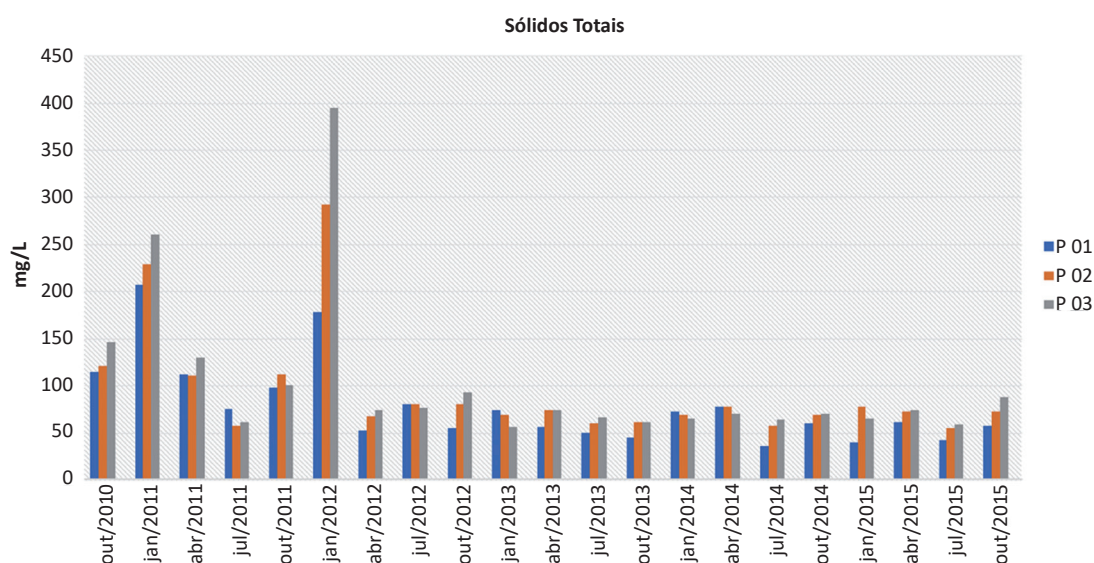
Figura 334 – Resultados de sólidos suspensos totais (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.



3.2.2.2.5 Sólidos totais

A média das concentrações de sólidos totais no reservatório, com base na análise dos resultados das três estações, no período avaliado foi 92 mg/L. Ocorreram, no entanto, picos de concentração de sólidos totais em janeiro/2011 e janeiro/2012, atingindo os valores de 260 e 395 mg/m³, respectivamente (Figura 335). No período de julho/2012 a outubro/2015, as concentrações tenderam a se uniformizar, com valores abaixo de 100 mg/m³.

Figura 335 – Resultados de sólidos totais (mg/m³) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.

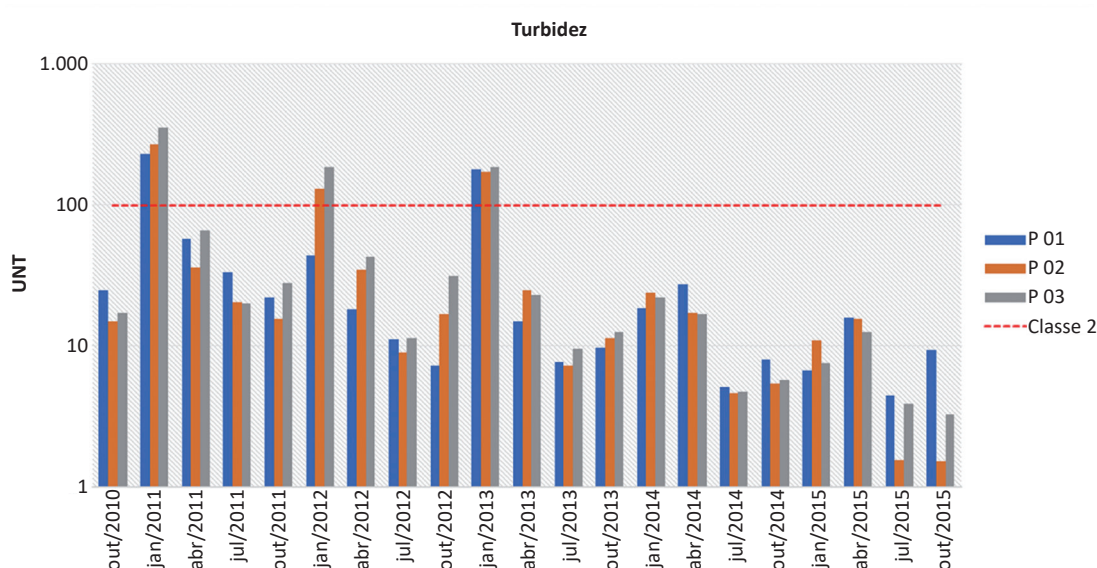


3.2.2.2.6 Turbidez

Os valores de turbidez mais elevados no período pré-desastre (Figura 336) ocorreram nos anos 2011, 2012 e 2013, especialmente em janeiro, que corresponderia ao período chuvoso na região. Nesses anos, os picos ultrapassaram o limite de 100 UNT da Resolução CONAMA nº 357/2005. A partir de 2014, os picos ocorreram abaixo do limite e apresentaram tendência de redução.

De forma geral, os valores médios e medianos do período estiveram abaixo do limite máximo disposto pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Figura 336 – Resultados de turbidez (UNT) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.

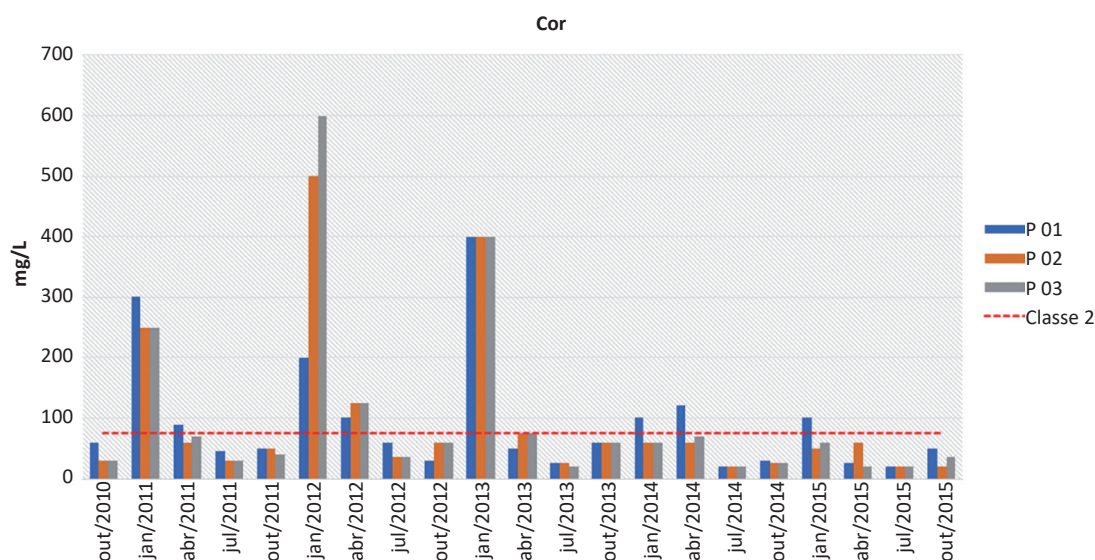


3.2.2.2.7 Cor

Os valores mais elevados da variável cor ocorreram em janeiro e, em menor proporção, no mês de abril (Figura 337). Os desacordos com a legislação foram comuns nessa época do ano e ocorreram para todas as estações em 2011 (janeiro e abril), 2012 (janeiro e abril) e 2013 (janeiro). Sendo o limite legislado de 75 mg Pt/L, o valor máximo registrado para a estação P01 foi de 400 mg Pt/L (janeiro/2013), 500 mg Pt/L para a estação P02 (janeiro/2012) e 600 mg Pt/L para a estação P03 (janeiro/2012).

Em 2014 e 2015, ocorreram desacordos apenas para o ponto P01, indicando tendência de melhora.

Figura 337 – Resultados de cor (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.



3.2.2.2.8 45 *Fósforo total*

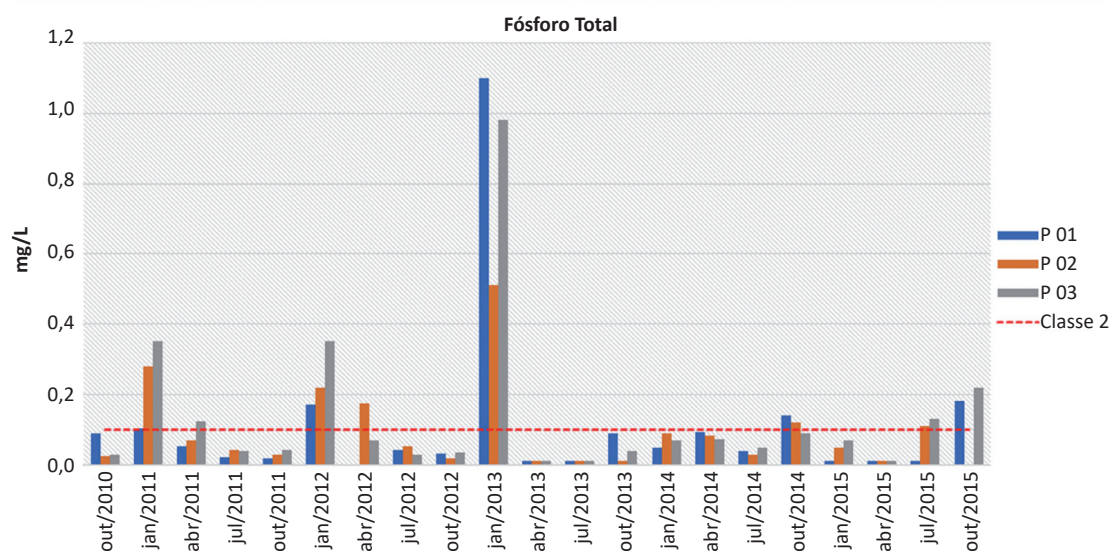
De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, os ambientes devem ser avaliados em função do seu tempo de residência para o diagnóstico da qualidade de água quanto à variável fósforo total. De acordo com as definições da referida legislação, o reservatório da UHE Baguari é classificado como ambiente lótico, por apresentar tempo de residência inferior a 2 dias, sendo o limite estabelecido pela Resolução de 0,10 mg/L.

De forma geral, os valores medianos de fósforo, nas três estações de monitoramento, foram elevados e superiores ao limite legislado, a saber: 0,109 mg/L = média da estação P01; 0,092 mg/L = média da concentração da estação P02 e 0,134 mg/L = média da concentração de na estação P03.

Na série histórica (Figura 338), as concentrações de fósforo total apresentaram picos, geralmente, em janeiro. Esses picos ultrapassaram os limites em todas as estações, em janeiro/2011, janeiro/2012 e janeiro/2013, sendo que, especificamente neste último, foram registrados os valores máximos observados no monitoramento, chegando a 0,980 mg/L na estação P03. Os picos de janeiro/2014 e outubro/2014 não foram tão expressivos, apesar de registrados, e não ultrapassaram os limites estabelecidos, demonstrando tendência de redução das concentrações. Vale ressaltar que valores mais elevados de turbidez também foram registrados para as coletas de janeiro.

Em outubro/2015, ocorreu um novo pico para as estações P01 e P03, ultrapassando o limite legislado para ambas as estações.

Figura 338 – Resultados de fósforo total (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.

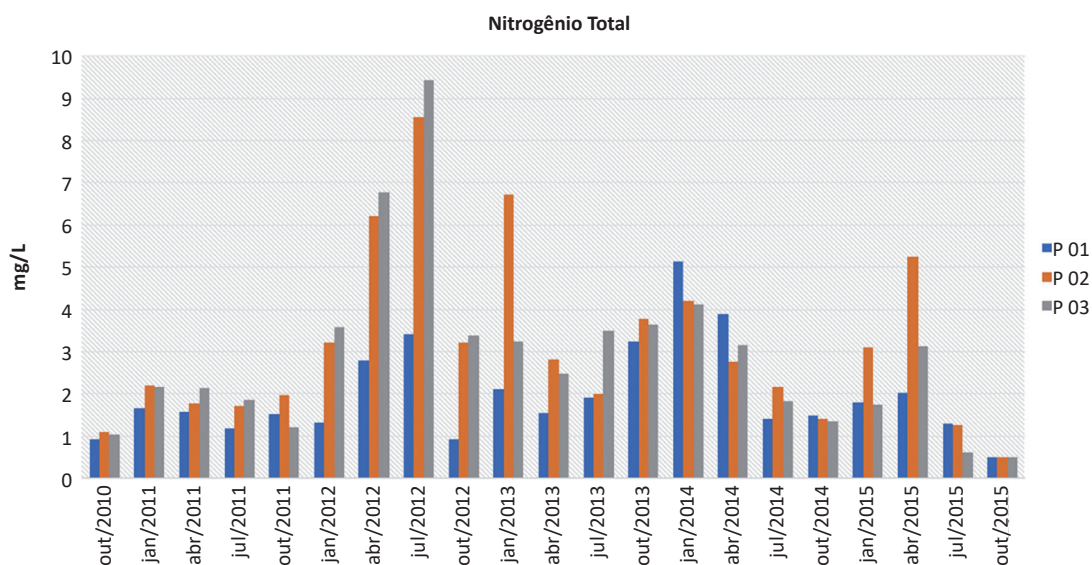


3.2.2.2.9 Nitrogênio total

Na série histórica pré-desastre, os valores máximos de nitrogênio total foram registrados em julho/2012, 9,42 mg/L (P03) e 8,55 mg/L (P02). Para a estação P01, o valor máximo (5,13 mg/L) ocorreu em janeiro/2014 (Figura 339).

Em termos médios, as concentrações de nitrogênio na região são mais elevadas nas estações P02 e P03, em torno de 3 mg/L.

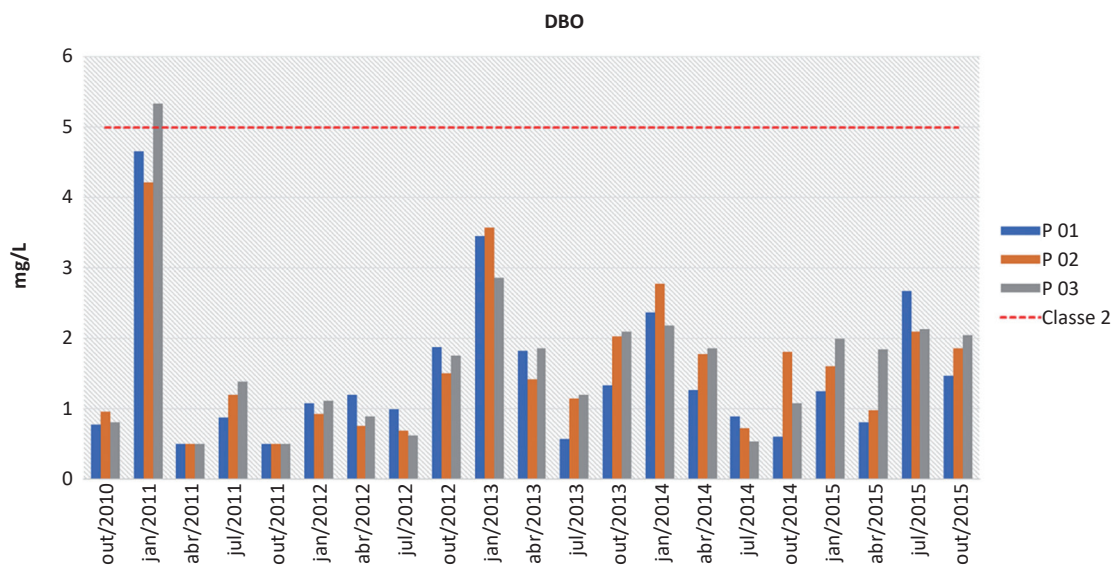
Figura 339 – Resultados de nitrogênio total (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.



3.2.2.2.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresentou, durante o período avaliado, os valores máximos de 4,65, 4,21 e 5,34 mg/L, nos pontos P01, P02 e P03, respectivamente, em janeiro/2011 (Figura 340). Um único evento de não conformidade foi registrado, referente ao valor já comentado de 5,34 mg/L, na estação P03, dado que o limite legislado é de 5,0 mg/L.

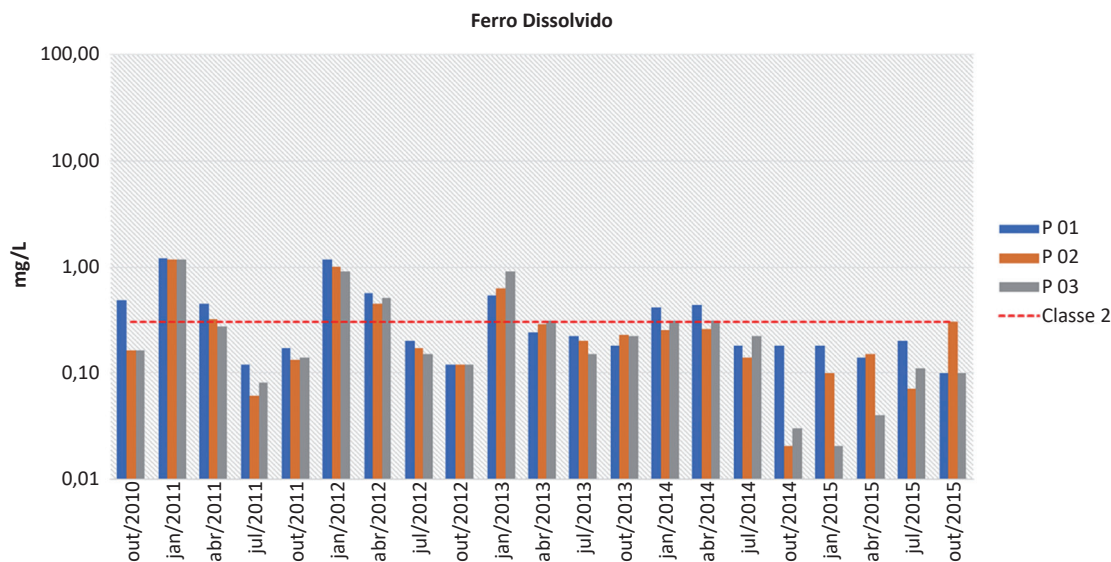
Figura 340 – Resultados de DBO (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.



3.2.2.2.11 Ferro dissolvido

Os valores de ferro dissolvido superaram o limite da legislação (0,3 mg/L) em janeiro de 2011, 2012 e 2013, com valores máximos de 1,21, 1,17 e 0,90 mg/L, respectivamente (Figura 341). Em 2014, ocorreram também não conformidades de 0,41 mg/L, em janeiro, e de 0,44 mg/L, em abril, na estação de monitoramento P01. Entre outubro/2014 e outubro/2015 não ocorreram desacordos.

Figura 341 – Resultados de ferro dissolvido (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.

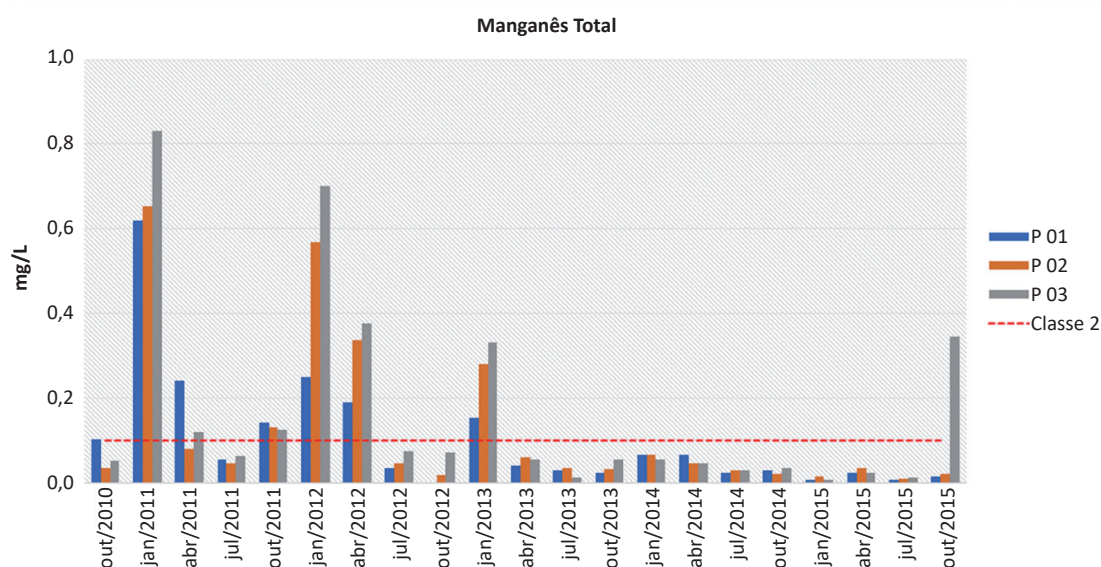


3.2.2.2.12 Manganês total

O manganês total apresentou valores em desacordo com a legislação (0,1 mg/L) em janeiro/2011, janeiro/2012 e janeiro/2013 (Figura 342). Esses desacordos também representaram os valores máximos observados, de 0,83, 0,70 e 0,33 mg/L, respectivamente, na estação P03. Em 2014 e 2015, ocorreu diminuição das concentrações, que foram inferiores ao limite legislado de 0,1 mg/L. Em outubro de 2015, voltou a ocorrer uma não conformidade de 0,345 mg/L, também na estação P03.

De forma geral, os valores médios obtidos para as concentrações de manganês total estiveram acima do limite legislado para as três estações monitoradas, com concentrações médias de 0,10 mg/L (P01), 0,12 mg/L (P02) e 0,16 mg/L (P03).

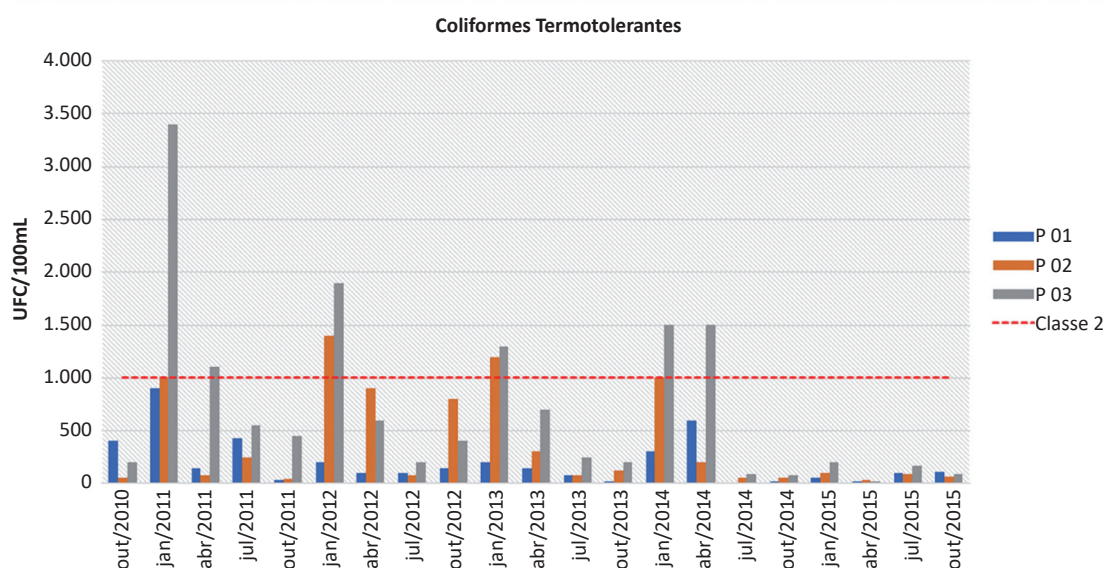
Figura 342 – Resultados de manganês total (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.



3.2.2.2.13 Coliformes termotolerantes

O reservatório apresentou, ao longo de todo o período monitorado, uma tendência sazonal de valores mais elevados de coliformes termotolerantes em janeiro, especialmente na estação de monitoramento P03, onde foi constatado o valor máximo de 3.400 UFC/100 mL (Figura 343). Essa situação apresentou melhora de julho/2014 a outubro/2015, período no qual não ocorreram desacordos.

Figura 343 – Resultados de coliformes termotolerantes (UFC/100 mL) para o período e estações analisadas na UHE Baguari, de 2010 a 2015.



3.2.2.3 Reservatório da UHE Eliezer Batista (Aimorés)

Conforme citado anteriormente, a Aliança Energia disponibilizou relatórios referentes ao “Programa de Monitoramento Limnológico e de Qualidade de Águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista”. Foram compilados os resultados de nove relatórios no total, abrangendo campanhas desde 2006 até 2015 (antes do rompimento da barragem de Fundão). De modo que nem sempre foi possível obter o dado bruto das variáveis avaliadas, os resultados foram apresentados em forma de texto.

3.2.2.3.1 Oxigênio dissolvido

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, ambientes doces de Classe 2 devem apresentar concentração mínima de oxigênio dissolvido de 5 mg/L. A análise dos relatórios encaminhados ao Lactec indicou na maior parte do tempo concentrações acima do limite legislado nas estações AIM025 e AIM027, no reservatório da UHE Aimorés. Valor não conforme foi registrado apenas na campanha de fevereiro/2006 na estação AIM025, sendo igual a 4,82 mg/L. A ocorrência de tal valor esteve possivelmente relacionada ao final do enchimento do reservatório, haja vista a alteração na hidrodinâmica das águas e a submersão da vegetação e do material foliar da superfície inundada, elevando o consumo de oxigênio dissolvido. Nas campanhas de monitoramento mais recentes (2014 e 2015), as concentrações apresentaram-se superiores a 7,0 mg/L.

3.2.2.3.2 pH

Os valores de pH devem estar entre 6,0 e 9,0 considerando-se os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes doces de Classe 2. De acordo com os relatórios de monitoramento da UHE Aimorés, as estações AIM025 (mín.: 6,0 e máx.: 8,6) e AIM027 (mín.: 6,0 e máx.: 8,4) sempre apresentaram valores dentro do referido intervalo, sem a ocorrência de não conformidades.

3.2.2.3.3 Condutividade elétrica

Tal variável não é contemplada pela Resolução CONAMA nº 357/2005. De acordo com Libânio (2005), águas naturais apresentam condutividade, normalmente, inferior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podendo chegar a valores de 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em águas com altas cargas de efluentes. De acordo com os relatórios avaliados, de modo geral, o resultado dessa variável apontou para valores baixos, porém estes não foram especificados. Em Micra Saneamento e Meio Ambiente (2016), os dados brutos foram apresentados, sendo que, nas estações AIM025 e AIM027, os valores variaram entre 70 e 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, nas campanhas de junho/2015 e setembro/2015.

3.2.2.3.4 Sólidos dissolvidos totais

O limite para as concentrações de sólidos dissolvidos totais é de 500 mg/L, considerando ambientes doces de Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. Nessa condição, a análise dos relatórios de monitoramento da UHE Aimorés indicou para as estações AIM025 e AIM027 raros desacordos, tendo estes sido observados na estação AIM027 em janeiro/2009 (640 mg/L) e abril/2009 (540 mg/L). Nas demais campanhas não foram registradas não conformidades.

3.2.2.3.5 Sólidos suspensos totais

A referida variável não é contemplada pela Resolução CONAMA nº 357/2005, assim a título de comparação utilizou-se como referência o padrão disposto na Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH nº 01/2008 para águas doces de Classe 2 de 100 mg/L. De acordo com os relatórios analisados, valores superiores a 100 mg/L foram registrados no ano de 2010 em janeiro e abril em ambas as estações avaliadas, com valor máximo de 153 mg/L, e no ano de 2012 em dezembro na estação AIM025, com valor de 103 mg/L. Nos demais momentos, não foram reportados valores superiores a 100 mg/L.

3.2.2.3.6 Turbidez

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, ambientes doces de Classe 2 devem apresentar valor de turbidez de até 100 UNT. A análise dos relatórios indicou a ocorrência de valores em não conformidade principalmente nos períodos chuvosos (meses de janeiro, abril novembro, dezembro, por exemplo). Em dezembro/2013, valores de 248 e 377 UNT foram registrados nas estações AIM025 e AIM027, respectivamente. Entre 2014 e 2015 não foram reportadas não conformidades nos relatórios em relação às referidas estações.

3.2.2.3.7 Cor verdadeira

O limite para a variável cor verdadeira na Resolução CONAMA nº 357/2005, para ambientes de água doce de Classe 2, é de 75 UC. Na maior parte dos relatórios analisados, foram reportadas não conformidades para a variável em questão. De acordo com Holos (2009), os valores de cor, que antes da formação dos reservatórios só eram mais expressivos nos períodos chuvosos, passaram a ser pouco mais evidentes após o enchimento e durante a sua operação. Valores elevados foram registrados nas estações AIM025 e AIM027, em especial no mês de dezembro dos anos de 2011 e 2013, chegando a 900 UC. De modo geral, os valores mais elevados foram observados no período chuvoso. Nos relatórios

com campanhas mais recentes (2014 e 2015), os valores apresentaram-se mais baixos, sendo os valores máximos observados de 120 UC, em março/2014 e março/2015.

3.2.2.3.8 Fósforo total

De acordo com o tempo de residência do reservatório (4 dias), este pode ser considerado um ambiente intermediário, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005. Nessa condição, o limite legislado é de até 0,050 mg/L, para ambientes de água doce de Classe 2. A análise dos relatórios indicou que desacordos de fósforo total no reservatório da UHE Aimorés são frequentes, o que pode ter relação com os baixos índices de tratamento de esgoto nos municípios no seu entorno.

3.2.2.3.9 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

O limite para a variável DBO na Resolução CONAMA nº 357/2005, para ambientes de água doce de Classe 2, é de 5 mg/L. De acordo com os relatórios analisados, as concentrações de DBO sempre estiveram de acordo com o limite legislado nas estações AIM025 e AIM027.

3.2.2.3.10 Cobre dissolvido

O limite para a variável cobre dissolvido na Resolução CONAMA nº 357/2005, para ambientes de água doce de Classe 2, é de 0,009 mg/L. Nesse contexto, a partir da análise dos relatórios recebidos, foram observados desacordos para a referida variável nas estações de reservatório AIM025 e AIM027 em campanhas realizadas nos anos de 2009 (valor máximo AIM025: 0,06 mg/L e AIM027: 0,08 mg/L), 2010 (valor máximo AIM025: 0,087 mg/L e AIM027: 0,015 mg/L) e 2013 (valor máximo AIM025: 0,029 mg/L e AIM027: 0,050 mg/L). Nas campanhas mais recentes (anos 2014 e 2015), não foram registrados desacordos nas estações avaliadas, assim como nas campanhas de 2011 e 2012. Ressalta-se que, antes do ano de 2009, a variável cobre dissolvido não era monitorada. De acordo com Micra Saneamento e Meio Ambiente (2013), concentrações mais elevadas de cobre nas águas do rio Doce podem estar vinculadas à sua ocorrência natural nos solos, sendo aportado para as águas pelos eventos de escoamento superficial. Além disso, ao se avaliar o perfil agrosilvopastoril da região, e o uso antropogênico da bacia, o uso de compostos de cobre como fungicidas, pesticidas, antidiarreicos em suinoculturas, bem como o lançamento de efluentes sanitários e industriais, podem apresentar influência na presença desse elemento nas águas do rio Doce.

3.2.2.3.11 Ferro dissolvido

O limite para a variável ferro dissolvido na Resolução CONAMA nº 357/2005, para ambientes de água doce de Classe 2, é de 0,3 mg/L. Nesse contexto, a partir da análise dos relatórios recebidos, foram observados desacordos para a referida variável nas estações de reservatório AIM025 e AIM027 em praticamente todos os ciclos de monitoramento avaliados. Esses resultados podem ser considerados reflexos das características hidrogeológicas e pedológicas da região (MICRA SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE, 2013).

3.2.2.3.12 Manganês total

O limite para a variável manganês total na Resolução CONAMA nº 357/2005, para ambientes de água doce de Classe 2, é de 0,1 mg/L. De acordo com os relatórios analisados, tal variável não

foi avaliada entre os anos de 2006 e 2009. Após esse momento, desacordos foram observados em diversos momentos. No ano de 2010, desacordos ocorreram na estação AIM027 nos meses de janeiro (0,17 mg/L) e julho (0,145 mg/L). Em 2011 e 2013, não conformidades foram registradas em ambas as estações, AIM025 e AIM027, em março e dezembro, com valor máximo de 0,25 mg/L. No ano de 2012, não conformidade foi observada na estação AIM025 (0,101 mg/L), em dezembro, e no ano de 2014, desacordo foi registrado em AIM025 (0,13 mg/L), em dezembro. Nas campanhas de junho/2015 e setembro/2015, não foram observados desacordos. Assim como o ferro, concentrações mais elevadas de manganês na água também podem estar relacionadas às características hidrogeológicas e pedológicas da região.

3.2.2.3.13 Zinco total

O limite para a variável zinco total na Resolução CONAMA nº 357/2005, para ambientes de água doce de Classe 2, é de 0,18 mg/L. Nesse contexto, a partir da análise dos relatórios recebidos foram mencionados desacordos nos anos de 2010 (AIM027: 0,32 mg/L, em janeiro/2010), 2011 (AIM025: 0,348 mg/L e AIM027: 0,64 mg/L, em dezembro), 2012 (AIM025: 0,235 mg/L, em dezembro) e 2013. Em relação às campanhas mais recentes (anos 2014 e 2015), não foram mencionados desacordos nas estações avaliadas.

3.2.2.3.14 Coliformes termotolerantes

O limite para a variável coliformes termotolerantes na Resolução CONAMA nº 357/2005, para ambientes de água doce de Classe 2, é de 1.000 NMP/100 mL. Com exceção das campanhas realizadas no ano de 2011, foram registradas não conformidades em todos os demais anos monitorados (2006 a 2015), mesmo que tenham sido alterações pontuais nas estações de reservatório. Esse aspecto se fundamenta no baixo índice de tratamento de esgotos sanitários (em número e em desempenho) pelos municípios mineiros localizados a montante (e também a jusante) do empreendimento UHE Eliezer Batista (MICRA SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE, 2013).

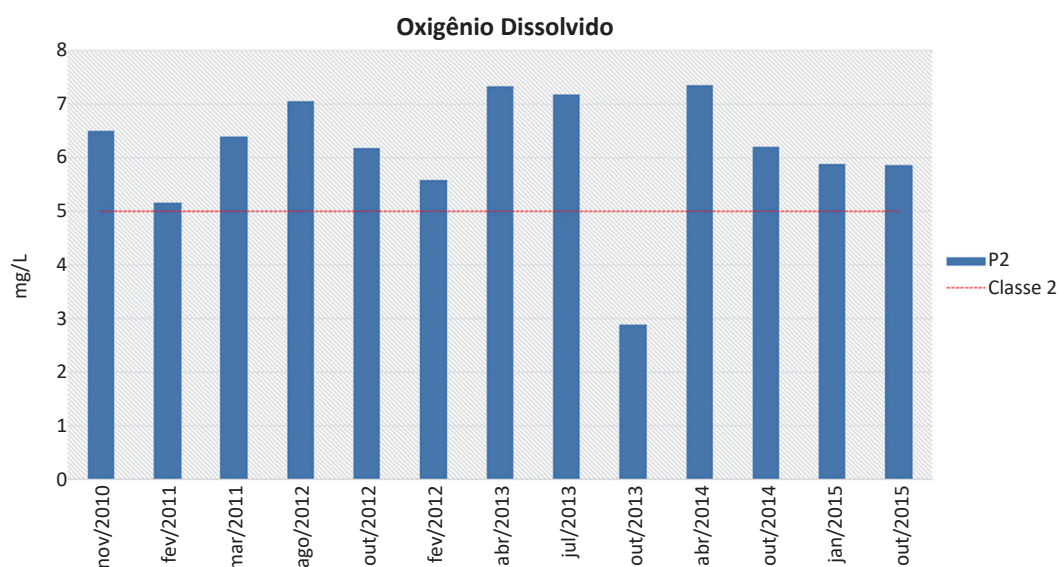
3.2.2.4 Reservatório da UHE Mascarenhas

Neste item, são apresentados resultados de linha-base sobre o reservatório da UHE Mascarenhas, por variável de qualidade de água avaliada.

3.2.2.4.1 *Oxigênio dissolvido*

Quando comparados com os valores limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, somente uma não conformidade foi observada para a variável oxigênio dissolvido, ao longo do período monitorado. Esse valor isolado de 2,9 mg/L foi registrado na estação P2, no mês de outubro/2013. Nos demais meses, os valores registrados estiveram sempre acima do limite mínimo legislado de 5,0 mg/L para rios de Classe 2, como o rio Doce (Figura 344).

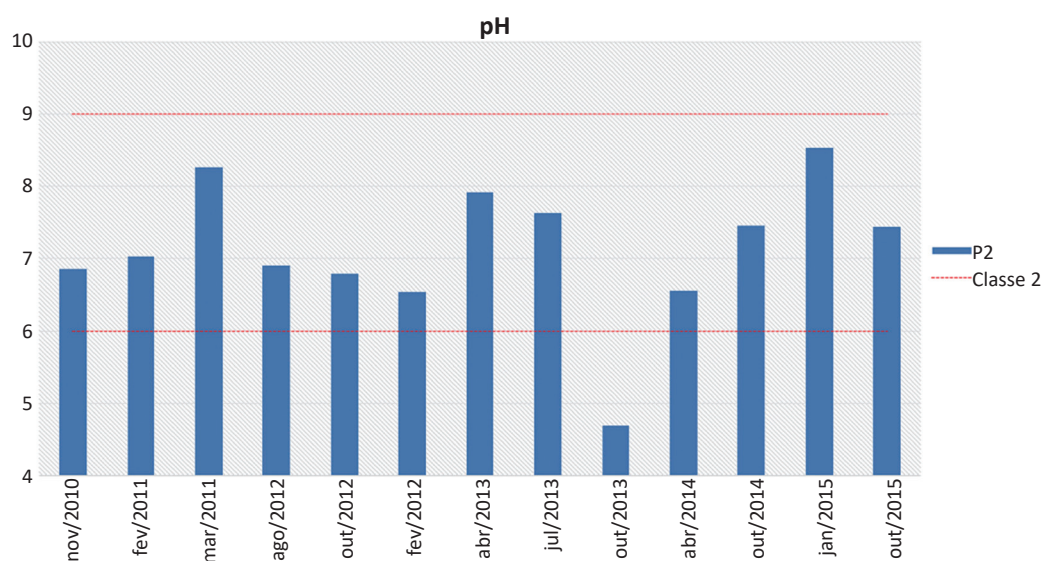
Figura 344 – Resultados de oxigênio dissolvido (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.2 pH

A avaliação geral dos dados de pH indicou poucos desacordos com os limites máximos e mínimos legislados. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, os valores de pH para águas doces de Classe 2 devem estar entre 6 e 9. No monitoramento avaliado, foi observado desacordo na estação P2, em relação ao limite mínimo legislado, no mês de outubro/2013 (4,69) (Figura 345).

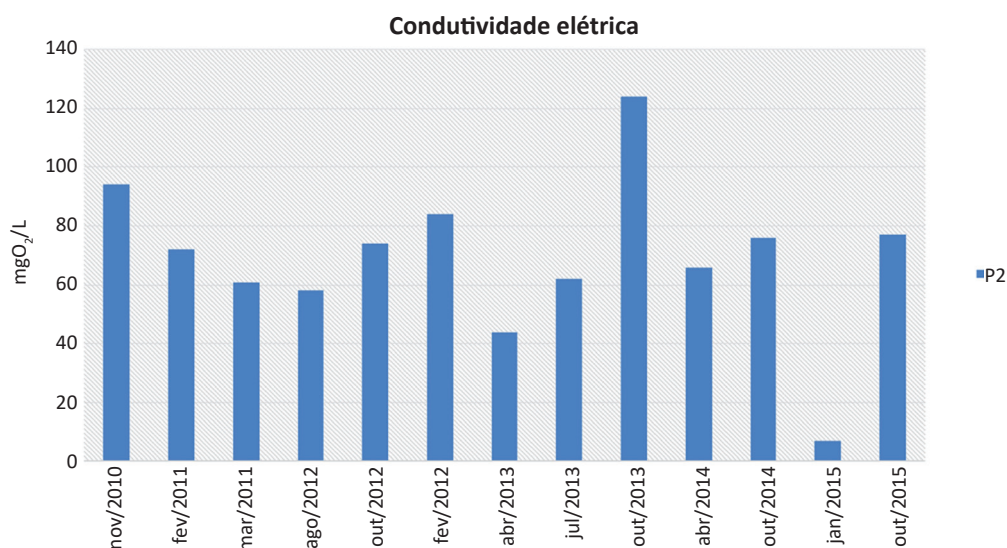
Figura 345 – Resultados de pH para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.3 Condutividade elétrica

O valor comum para condutividade referente à água doce, geralmente, é próximo de $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ (LIBÂNIO, 2005). Utilizando esse limite como referência, é possível afirmar que os valores estiveram próximo do esperado para águas naturais, de modo geral (Figura 346).

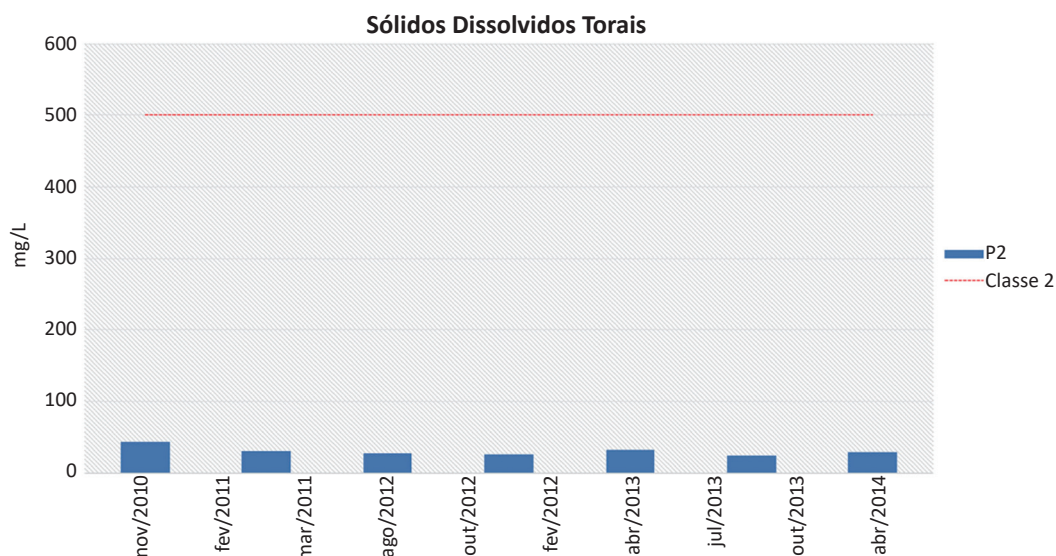
Figura 346 – Resultados de condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.4 Sólidos dissolvidos totais

Foram realizadas coletas entre novembro/2011 e fevereiro/2012, após esse período ocorreu apenas uma única coleta em abril/2014, antes que houvesse o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão. Pouca variação nos resultados foi observada (Figura 347). Não foram observadas não conformidades com o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 de $500 \text{ mg}/\text{L}$.

Figura 347 – Resultados de sólidos dissolvidos totais (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.

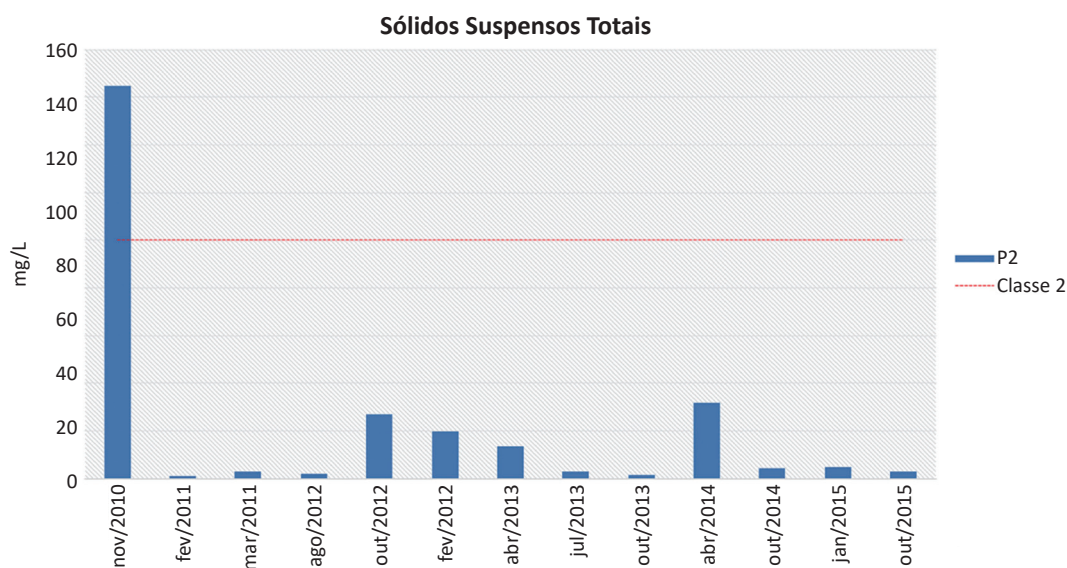


3.2.2.4.5 Sólidos suspensos totais

O comportamento dos sólidos suspensos totais apresentou-se semelhante ao longo dos meses. A única campanha em que se registrou valor acima do limite esperado ocorreu em novembro/2010 (165 mg/L) (Figura 348). O limite indicado no gráfico corresponde ao estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008).

Ressalta-se que esse valor registrado em novembro/2010 também correspondeu ao maior valor registrado de turbidez e menor valor de transparência da água, no monitoramento apresentado.

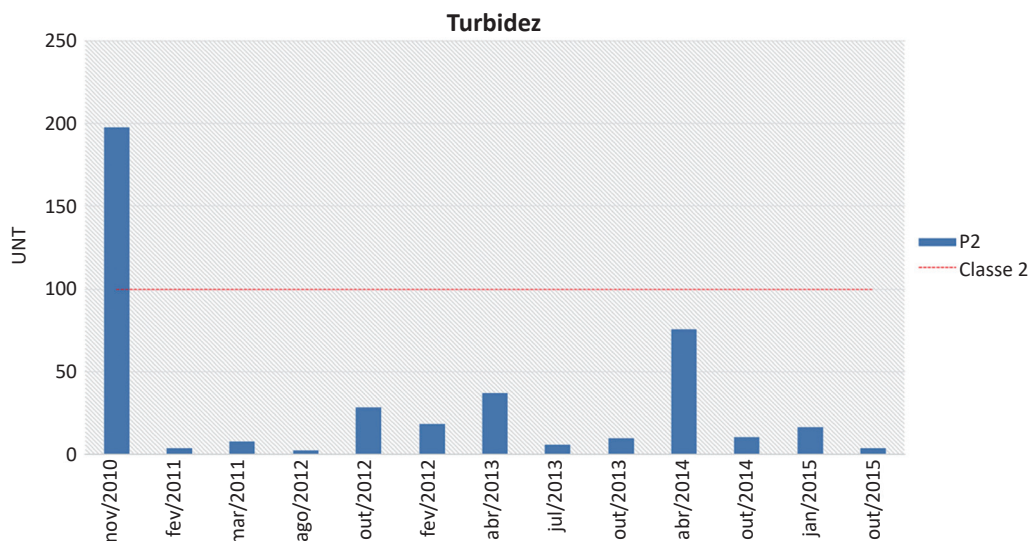
Figura 348 – Resultados de sólidos suspensos totais (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.6 Turbidez

Considerando o limite para a turbidez, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes doces de Classe 2 de 100 UNT, notou-se que apenas o valor observado no mês de novembro/2011 excedeu o limite legislado, sendo esse valor de 198 UNT (Figura 349).

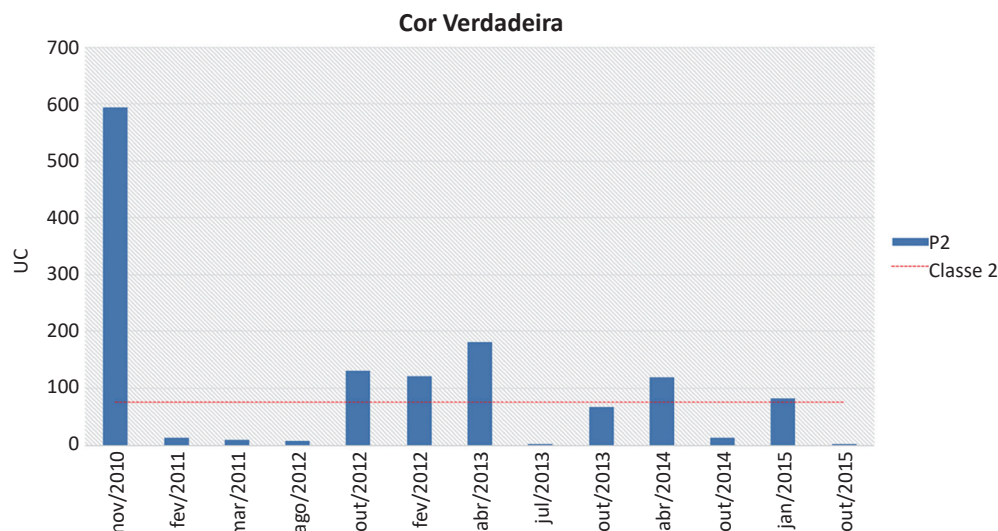
Figura 349 – Resultados de turbidez (UNT) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.7 Cor verdadeira

O maior valor registrado para cor no reservatório da UHE Mascarenhas ocorreu na coleta de novembro/2010. Esse valor corresponde a 593 UC de cor, na estação P2. No entanto, entre os meses de outubro/2012 e abril/2013, bem como em abril/2014 e janeiro/2015, os valores registrados excederam o valor máximo de 100 UC, permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (Figura 350).

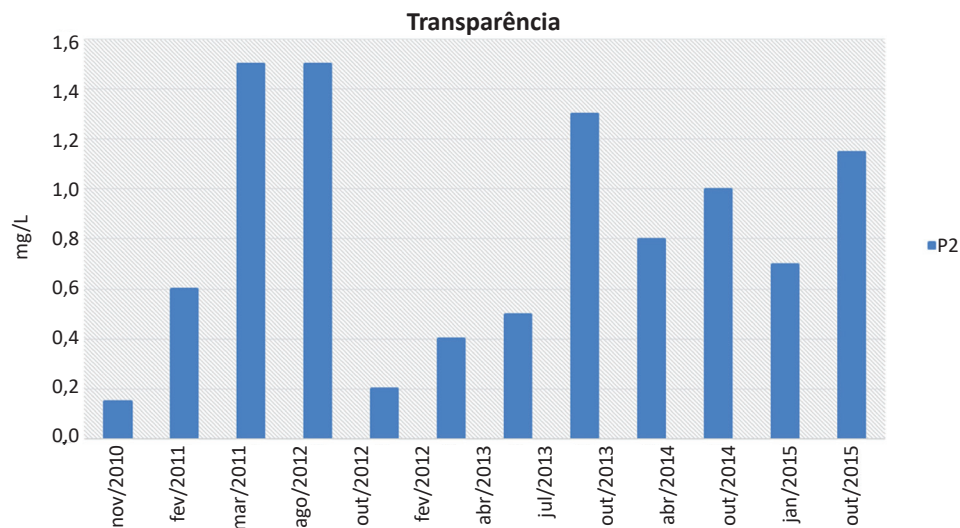
Figura 350 – Resultados de cor (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.8 Transparência da água

Os dados para transparência da água foram medidos entre novembro/2011 e outubro/2015, porém, ao contrário dos demais parâmetros, não houve registro de coleta em abril/2014. Relacionando transparência com turbidez, quanto maior o valor registrado para a turbidez, menor será a medida para a transparência, sendo assim, em novembro/2011, observou-se que houve um pico nos valores de turbidez, logo, nota-se, no gráfico a seguir, que no mesmo período foi registrado o menor valor para a transparência (Figura 351).

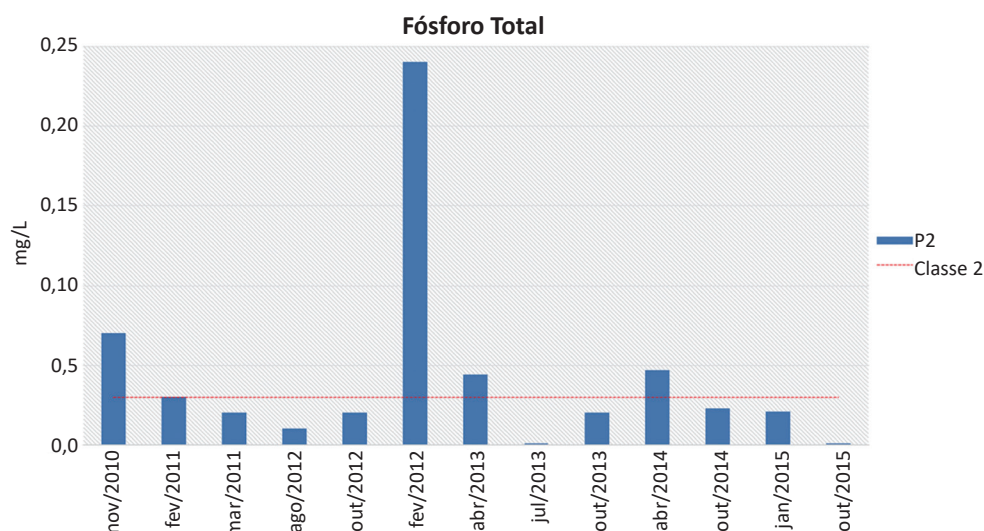
Figura 351 – Resultados de transparência da água (m) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.9 Fósforo total

O valor de referência utilizado para ambientes lóticos, como o reservatório da UHE Mascarenhas, é de 0,10 mg/L para águas doces Classe 2. É possível observar diversas ocorrências de resultados que ultrapassaram o valor limite legislado, sendo que o maior valor (0,24 mg/L) foi registrado na estação P2, no mês fevereiro/2012 (Figura 352).

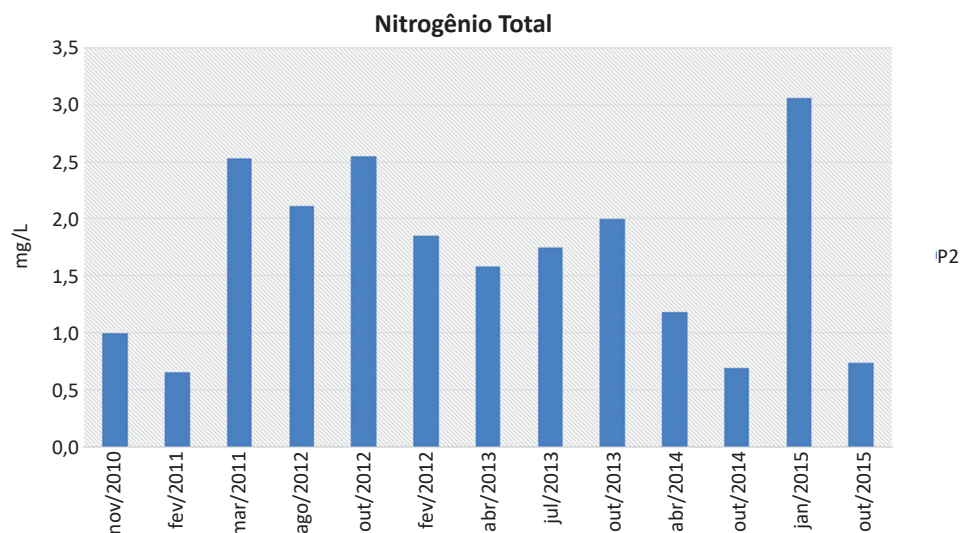
Figura 352 – Resultados de fósforo total (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.10 Nitrogênio total

Os dados referentes a nitrogênio total, para o período pré-desastre, tiveram grande variação ao longo dos meses estudados. O maior valor registrado ocorreu em janeiro/2015, sendo este de 3,6 mg/L e o menor de 0,657 mg/L em outubro/2014 (Figura 353). Na Resolução CONAMA nº 357/2005, só há limite para o nitrogênio total quando este é considerado fator limitante ao crescimento da comunidade fitoplanctônica. Nessa situação, o limite de 2,18 mg/L para ambientes lóticos pode ser usado como balizador das concentrações registradas.

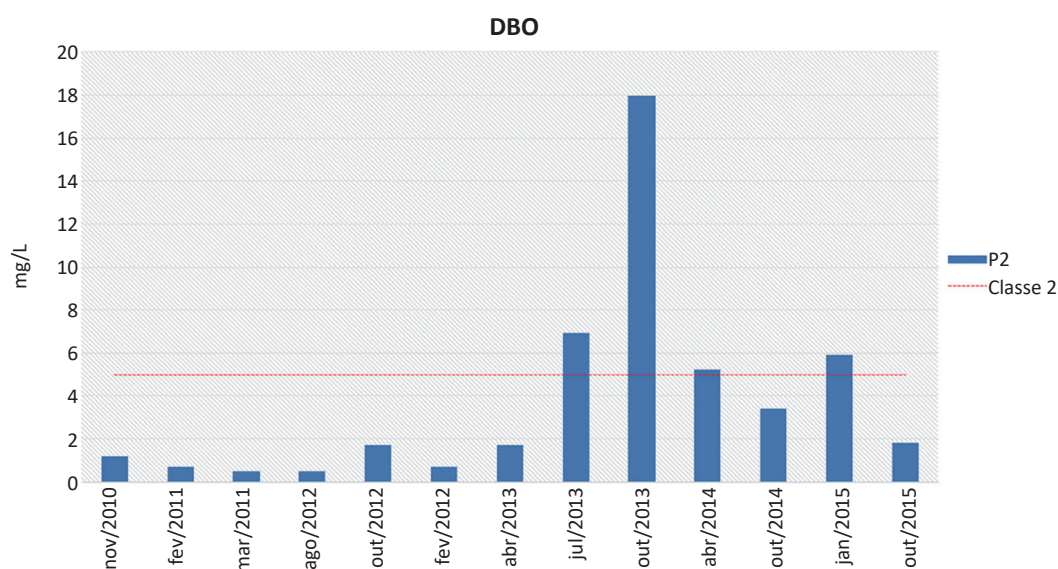
Figura 353 – Resultados de nitrogênio total (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.11 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Entre os dados coletados para o parâmetro de demanda bioquímica de oxigênio, foram registrados desacordos com a Resolução CONAMA nº 357/2005 nos meses de julho/2013, outubro/2013 e janeiro/2015. O limite legislado para águas de Classe 2 é de 5,0 mg/L, sendo as não conformidades registradas de 6,9, 18 e 5,9 mg/L, respectivamente (Figura 354).

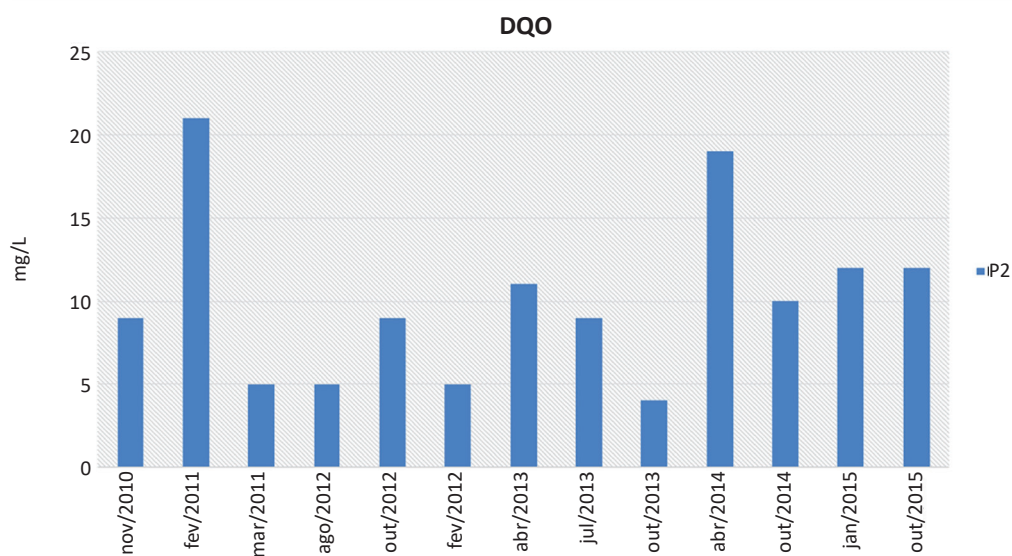
Figura 354 – Resultados de DBO (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.12 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Para a demanda química de oxigênio, valores mais elevados foram observados nos meses de fevereiro/2011 e abril/2014, e corresponderam a 21 e 19 mg/L, respectivamente (Figura 355).

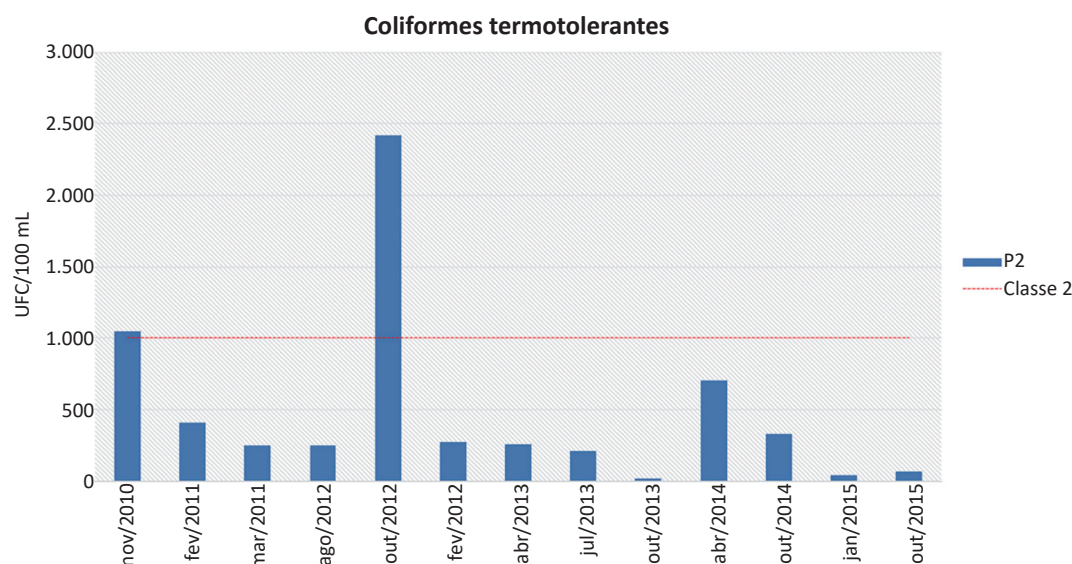
Figura 355 – Resultados de DQO (mg/L) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.2.2.4.13 *Coliformes termotolerantes*

No período analisado valores elevados de coliformes termotolerantes foram registrados em novembro/2011 e outubro/2012. Nos demais meses, os valores foram relativamente baixos (Figura 356).

Figura 356 – Resultados de coliformes termotolerantes (UFC/100 mL) para o período e estações analisadas na UHE Mascarenhas, de 2010 a 2015.



3.3 FITOPLÂNCTON

O fitoplâncton é formado por organismos fotoautotróficos microscópicos que passam todo o seu ciclo de vida suspensos na coluna d'água (ESTEVES; SUZUKI, 2011). Abrange desde formas unicelulares a agregados de células em cadeias ou colônias (SHEATH, 2001), que possuem sistemas de flutuabilidade ou capacidade limitada de locomoção (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A produtividade primária do fitoplâncton em reservatórios é controlada fundamentalmente pela disponibilidade de nutrientes, intensidade luminosa, turbulência e tempo de retenção da água (REYNOLDS, 1984; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Ecologicamente, as microalgas constituem o elo inicial da cadeia alimentar, sendo as principais responsáveis pelo sucesso biológico dos sistemas (REYNOLDS, 1984). Além disso, representam parcela dinâmica no ecossistema aquático e, pela elevada capacidade de reprodução e senescência, são capazes de responder de maneira rápida às alterações físicas, químicas e biológicas introduzidas no ambiente. Por outro lado, mudanças na comunidade fitoplanctônica podem ocasionar modificações nos demais níveis tróficos aquáticos (STOERMER; SMOL, 1999).

3.3.1 METODOLOGIA

Assim como mencionado no item de Qualidade de Água, o Lactec recebeu das concessionárias de energia, responsáveis pelos empreendimentos hidrelétricos já citados, dados físicos, químicos e biológicos referentes aos programas de monitoramento de qualidade de águas. Nesse contexto, foram também recebidos dados quali-quantitativos referentes às comunidades fitoplanctônicas presentes nos reservatórios hidrelétricos dos empreendimentos citados.

Na sequência, apresentam-se os detalhes de cada conjunto de dados avaliado.

UHE Risoleta Neves: as campanhas ocorreram *a priori* de modo trimestral entre março/2012 e setembro/2015. A estação de reservatório avaliada foi a CAN-05, já descrita no item de Qualidade de Água, em duas profundidades (subsuperfície e fundo). Ressalta-se que as amostras de profundidade foram consideradas apenas para a estimativa da riqueza local, devido à descontinuidade da amostragem.

UHE Baguari: as campanhas ocorreram a princípio de modo trimestral entre julho/2012 e outubro/2015. No reservatório, foram avaliadas as estações de amostragem P01, P02 e P03.

UHE Eliezer Batista (ou Aimorés): campanhas ocorridas entre janeiro/2009 e setembro/2015, na subsuperfície nas duas estações de monitoramento do reservatório (AIM 25, AIM 27).

UHE Mascarenhas: campanhas ocorridas entre outubro/2013 e outubro/2015, em três profundidades (subsuperfície, meio e fundo) na estação P2 do reservatório.

Para avaliar a comunidade fitoplanctônica dos reservatórios, foram analisadas informações sobre (a) concentração de clorofila-a, (b) densidade do fitoplâncton e densidade de cianobactérias, (c) riqueza, e (d) diversidade de espécies.

- a) A clorofila é o principal pigmento fotossintético das microalgas. A concentração de clorofila-a pode dar indicação da biomassa do fitoplâncton e é expressa em $\mu\text{g/L}$ (ESTEVES; SUZUKI, 2011).
- b) A densidade expressa o número total de microalgas em um determinado local, e é expressa em ind/mL ou cél./mL. O cálculo da densidade é um dos métodos de estimativa da biomassa fitoplanctônica (ESTEVES; SUZUKI, 2011).
- c) A riqueza específica é o número de espécies presentes em um determinado local.
- d) A diversidade de espécies compreende a variedade de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie presente em um local. A diversidade da comunidade fitoplanctônica no ambiente estudado foi calculada pelo índice de Shannon (H') (SHANNON; WEAVER, 1949)

Os parâmetros densidade de cianobactérias e clorofila-a, contemplados na Resolução CONAMA nº 357/2005, foram avaliados segundo os critérios para águas doces superficiais, Classe 2. Os limites estabelecidos são: clorofila-a $\leq 30 \mu\text{g/L}$ e densidade de cianobactérias $\leq 50.000 \text{ cél./mL}$.

Para análise da estrutura da comunidade fitoplanctônica dos reservatórios, foram elaborados gráficos de densidade de microalgas, densidade de cianobactérias por ponto amostral, e de representatividade das classes. As espécies encontradas e sua ocorrência nas diferentes estações, nos períodos seco (s) e chuvoso (c), foram compiladas em tabela.

3.3.2 RESULTADOS

3.3.2.1 Avaliação do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves

Um total de 104 táxons foi encontrado nas análises quali-quantitativas do fitoplâncton do reservatório da UHE Risoleta Neves, sendo que 79 táxons ocorreram no período de chuvoso e 57 no período seco (Tabela 110). Entre as amostragens, a maior riqueza foi constatada em março/2012 (38 táxons, Figura 357).

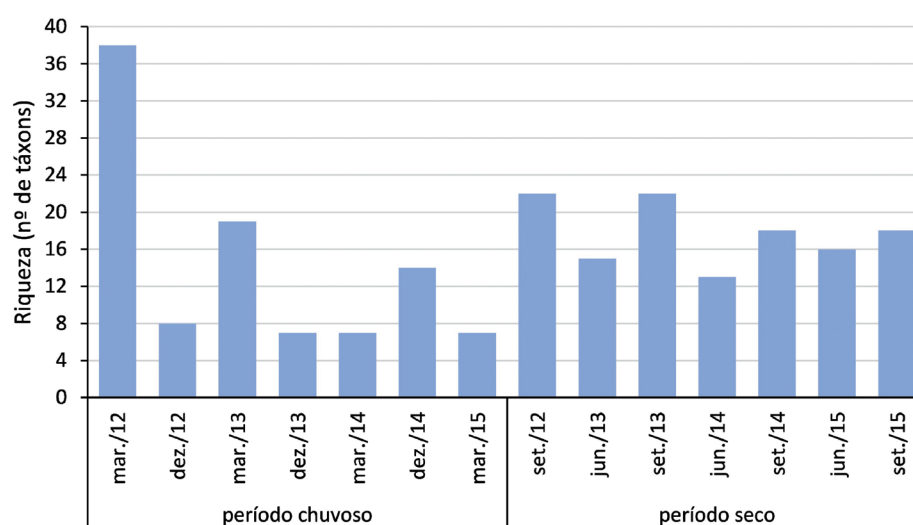
Tabela 110 – Listagem do fitoplâncton encontrado na área de influência da UHE Risoleta Neves/MG no período pré-desastre, durante a estação seca (s) e chuvosa (c).

TÁXONS	CAN 05
CLASSE Chlamydoephyceae	
<i>Eudorina</i> sp.	c
<i>Pandorina</i> sp.	c
CLASSE Chlorophyceae	
<i>Ankistrodesmus gracile</i>	s
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	c
<i>Ankyra judayi</i>	s,c
<i>Chaetophora elegans</i>	s
<i>Coelastrum reticulatum</i>	s
<i>Coelastrum</i> sp. 1	c
<i>Coelastrum</i> sp. 2	c
<i>Coelastrum</i> sp. 3	c
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	s
<i>Desmodesmus</i> sp. 1	c
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	c
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	c
<i>Eutetramorus planctonicus</i>	s
<i>Golenkinia radiata</i>	s
<i>Kirchneriella lunaris</i>	s
<i>Kirchneriella</i> sp.	c
<i>Micractinium pusillum</i>	s
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	s,c
<i>Monoraphidium contortum</i>	s,c
<i>Monoraphidium griffithii</i>	s,c
<i>Monoraphidium</i> sp.	c
<i>Pediastrum duplex</i>	s,c
<i>Pediastrum simplex</i>	s
<i>Pediastrum tetras</i>	s,c
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	s
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	c
<i>Scenedesmus ecornis</i>	s
<i>Sphaerocystis</i> sp.	c
<i>Tetrallantos</i> sp.	c
<i>Tetraedron caudatum</i>	s,c
<i>Tetraedron minimum</i>	s
Chlorococcacea	s,c
CLASSE Zygnemaphyceae	
<i>Closterium moniliferum</i>	s,c
<i>Closterium</i> sp. 1	s,c
<i>Closterium</i> sp.2	c
<i>Cosmarium reniforme</i>	c

TÁXONS	CAN 05
<i>Cosmarium</i> sp. 1	S,C
<i>Euastrum</i> sp.	C
<i>Gonatozygon monotaenium</i>	S,C
<i>Gonatozygon</i> sp.	C
<i>Micrasterias decemdentata</i>	S
<i>Mougeotia</i> sp.	C
<i>Spirogyra</i> sp.	C
<i>Staurastrum</i> sp. 1	S,C
<i>Staurastrum</i> sp.2	C
<i>Staurastrum rotula</i>	C
<i>Staurodesmus</i> sp. 1	C
<i>Staurodesmus</i> sp. 2	C
<i>Staurodesmus</i> sp. 3	C
<i>Xanthidium</i> sp.1	C
<i>Xanthidium</i> sp.2	C
<i>Zygnema</i> sp.	C
Desmidiaceae 1	C
CLASSE Oedogoniophyceae	
<i>Oedogonium</i> sp.	S,C
CLASSE Bacillariophyceae	
<i>Amphipleura</i>	S
<i>Amphora</i> sp. 1	C
<i>Aulacoseira ambigua</i>	S,C
<i>Aulacoseira ambigua</i> var. <i>spiralis</i>	S
<i>Aulacoseira ambigua</i> var. 2	C
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	C
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	S,C
<i>Aulacoseira granulata</i> var.2	C
<i>Cyclotella</i> sp.	S,C
<i>Cymbella</i> sp.	S,C
<i>Encyonema</i> sp.	C
<i>Eunotia</i> sp. 1	S,C
<i>Fragilaria</i> sp.	S,C
<i>Gomphonema gracile</i>	C
<i>Gomphonema</i> sp. 1	C
<i>Gyrosigma</i> sp.	S
<i>Melosira varians</i>	S
<i>Navicula</i> sp.	S,C
<i>Stauroneis</i> sp.	C
<i>Surirella linearis</i>	S,C
<i>Surirella robusta</i>	S,C
<i>Synedra goulardii</i>	S,C
<i>Synedra rumpens</i>	C

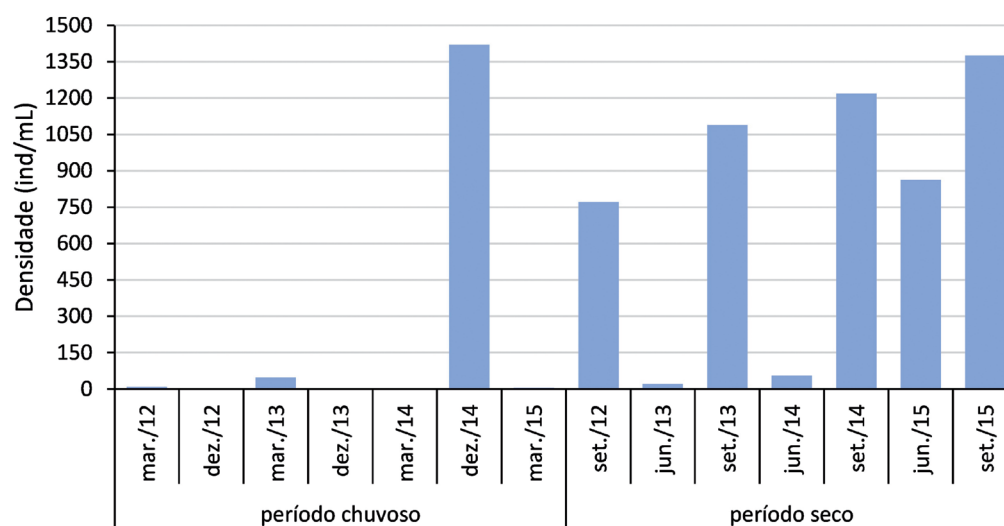
TÁXONS	CAN 05
<i>Synedra ulna</i>	C
<i>Synedra</i> sp.	S,C
<i>Terpsinoe musica</i>	S
Bacillariophyceae 2	C
Fragilariophyceae 1	C
CLASSE Cyanophyceae	
<i>Anabaena</i> sp.	S
<i>Aphanocapsa</i> sp.	S
<i>Geitlerinema</i> sp.	C
<i>Merismopoedia elegans</i>	S
<i>Mersimopoedia tenuissima</i>	C
<i>Microcystis aeruginosa</i>	S
<i>Microcystis panniformis</i>	S
<i>Microcystis</i> sp.	S,C
<i>Phormidium</i> sp.	C
<i>Planktothrix</i> sp.	C
<i>Pseudanabaena</i> sp.	S,C
CLASSE Chrysophyceae	
<i>Dinobryon</i> sp.	S
<i>Mallomonas</i> sp.	S,C
CLASSE Dinophyceae	
<i>Ceratium</i> sp.	S
<i>Peridinium</i> sp.1	S,C
<i>Peridinium</i> sp.2	C
CLASSE Cryptophyceae	
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	S
<i>Cryptomonas erosa</i>	S
<i>Rhodomonas lacustris</i>	S,C
Classe Euglenophyceae	
<i>Eulgena agilis</i>	C
RIQUEZA TOTAL	104

Figura 357 – Riqueza dos organismos fitoplanctônicos na UHE Risoleta Neves/MG, no período chuvoso e seco.



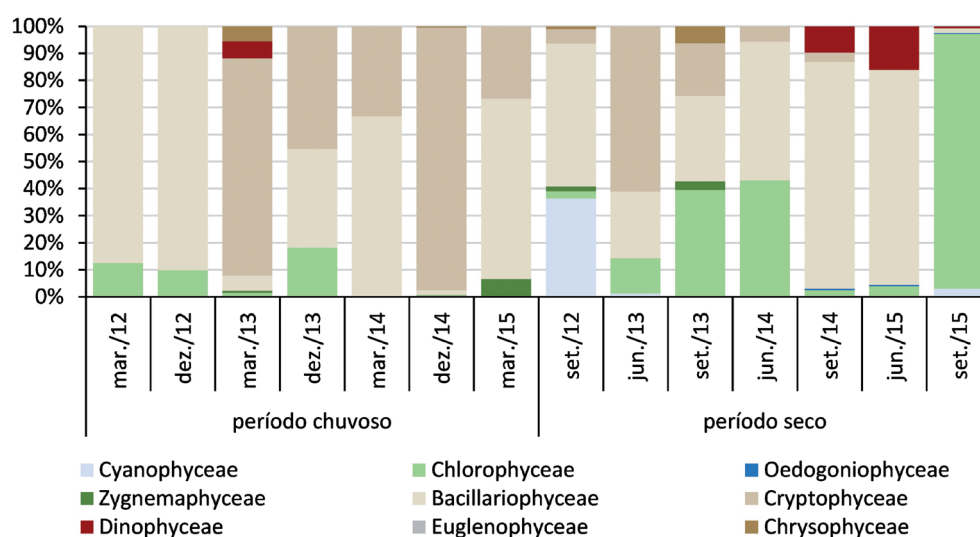
A diversidade específica (H') foi baixa em todas as campanhas de monitoramento, com máxima de 1,49 bits/ind. no período chuvoso e 2,03 bits/ind. no período seco. Apesar de a maior densidade de organismos ter ocorrido em dezembro/2014 (1.420 ind/mL), em média, a maior abundância foi registrada no período seco (771 ind/mL, Figura 358).

Figura 358 – Densidade de organismos fitoplanctônicos na UHE Risoleta Neves/MG, no período chuvoso e seco.



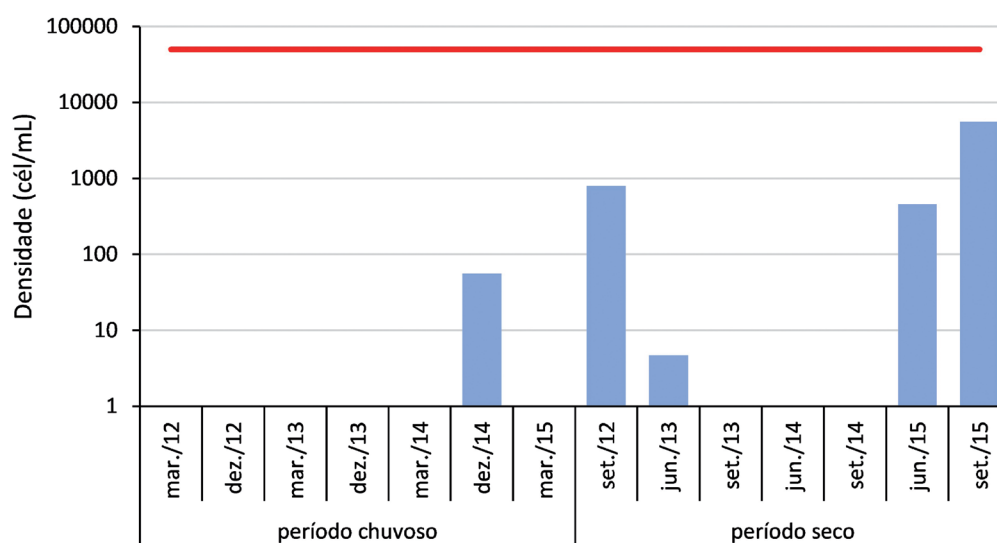
A comunidade fitoplanctônica foi composta, principalmente, por diatomáceas (Bacillariophyceae) dos gêneros *Aulacoseira* spp., *Cyclotella* sp. e *Synedra* sp., e algas flageladas, como *Rhodomonas lacustris* (Cryptophyceae) (Figura 359). No período seco, ocorreu um aumento na contribuição de espécies de algas verdes (Chlorophyceae) (Figura 359).

Figura 359 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade no reservatório da UHE Risoleta Neves/MG, durante o período chuvoso e seco.



Cianobactérias foram registradas mais comumente nos meses de estiagem (Figura 359, Figura 360). Eventos de floração de cianobactérias não foram registrados (Figura 360). Entretanto, espécies potencialmente tóxicas foram encontradas: *Anabaena* sp., *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis* spp., *Phormidium* e *Planktothrix* (TEDESCO; CLERCIN, 2011; CETESB, 2013), mas em densidades celulares baixas de até 5.567 cél./mL (Figura 360).

Figura 360 – Densidade de cianobactérias (cél./mL) na UHE Risoleta Neves/MG.



Nota: A linha vermelha representa o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água Classe 2.

3.3.2.2 Avaliação do fitoplâncton do reservatório da UHE Baguari

Um total de 255 espécies ocorreram no fitoplâncton do reservatório da UHE Baguari (Tabela 111), sendo a maior riqueza encontrada na estação próximo ao eixo da barragem (203 táxons). A riqueza de espécies foi semelhante entre os períodos analisados (cheia: 205 táxons, média: 30 táxons/ponto; seca: 209 táxons, média: 31 táxons/ponto) (Tabela 111) e entre as estações de coleta (Figura 361).

Tabela 111 – Listagem do fitoplâncton encontrado na área de influência da UHE Baguari/MG no período pré-desastre, durante a estação seca (s) e chuvosa (c).

Táxons	P03	P01	P02
DIVISÃO CHLOROPHYTA			
Chlorophyta 1 (colonial)	c	c	s,c
Classe Chlamydomonadales			
<i>Chlamydomonas</i> sp.	c	s,c	s,c
<i>Eudorina elegans</i>	c		
<i>Eudorina</i> sp.	s,c	s,c	s,c
<i>Pandorina</i> sp.	s,c	s,c	s,c
Classe Chlorophyceae			
Chlorophyceae 1			s
Chlorococcales N.I	s,c	s,c	s,c
Zygosporo N.I			c
<i>Acanthosphaera</i> sp.		s	s
<i>Actinastrum</i> sp.1	s,c	s,c	s,c
<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	c		
<i>Ankistrodesmus</i> sp.1	s,c	s,c	c
<i>Ankistrodesmus</i> sp.2	s		s
<i>Chlorella</i> sp.		s	
<i>Chlorococcum</i> sp.			s
<i>Coelastrum microporum</i>			c
<i>Coelastrum proboscideum</i>	s	s	s
<i>Coelastrum reticulatum</i>	s,c	s,c	s,c
<i>Coelastrum sphaerium</i>	c		s
<i>Coelastrum</i> sp.1	s	s,c	s,c
<i>Coelastrum</i> sp.2	s,c	c	s,c
<i>Coelastrum</i> sp.3	c		c
<i>Crucigenia</i> sp.	s,c	s	s
<i>Desmodesmus armatus</i>	s	c	s,c
<i>Desmodesmus communis</i>	s,c	c	s,c
<i>Desmodesmus denticulatus</i>			c
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	s,c		s,c
<i>Desmodesmus</i> sp. 1	s,c	s	s,c
<i>Desmodesmus</i> sp. 2	s	s	s
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	s,c		c
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	s	s	s,c
<i>Dimorphococcus</i> sp.	s,c	s,c	s,c

Táxons	P03	P01	P02
<i>Eutetramorus</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Golenkinia</i> sp.			S
<i>Gloeocystis</i> sp.	S,C	S	C
<i>Kirchneriella lunaris</i>	S	S,C	S,C
<i>Kirchneriella obesa</i>	S,C	S	S
<i>Kirchneriella</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Kirchneriella</i> sp.2	S	S	
<i>Micractinium</i> sp.	S,C	C	S,C
<i>Monoraphidium contortum</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Monoraphidium</i> sp.	C		S,C
<i>Nephrocytium</i> sp.	S,C		C
<i>Oocystis lacustris</i>		S	S
<i>Oocystis</i> sp.	S		S
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Pediastrum simplex</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Pediastrum tetras</i>	C	C	S,C
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	C		S,C
<i>Scenedesmus bernardii</i>	C		C
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	C		
<i>Scenedesmus bijugatus</i>	C		C
<i>Scenedesmus dimorfus</i>		C	
<i>Scenedesmus obliquus</i>			S
<i>Scenedesmus obtusus</i>	C	C	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	C		S,C
<i>Scenedesmus</i> sp. 1	S	S,C	C
<i>Scenedesmus</i> sp. 2		S	S
<i>Schroederia</i> sp.		S	S
<i>Selenastrum</i> sp.			C
<i>Sphaerocystis schoeteri</i>	S	S,C	S,C
<i>Sphaerocystis</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Stigeoclonium</i> sp.	C		
<i>Tetraëdron</i> sp.	C	S	S
<i>Tetrallantos</i> sp.			S
<i>Ulothrix</i> sp.	C		C
Classe Zygnemaphyceae			
Desmidiaceae 1		S,C	
<i>Actinotaenium</i> sp.	S	S	S
<i>Closterium closterioides</i>	S	S,C	S,C
<i>Closterium dinae</i>	C	C	
<i>Closterium gracille</i>	C	C	C
<i>Closterium leibleinii</i>	S		
<i>Closterium libellula</i>			C

Táxons	P03	P01	P02
<i>Closterium moniliferum</i>	S,C	S	S,C
<i>Closterium navicula</i>	S	S,C	S
<i>Closterium parvulum</i>	C		C
<i>Closterium rostratum</i>			S,C
<i>Closterium setaceum</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Closterium</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Closterium</i> sp.2	C		C
<i>Closterium</i> sp.3	C		
<i>Cosmarium amoenun</i>		S	
<i>Cosmarium baileyi</i>			S
<i>Cosmarium denticulatum</i>	C	S,C	C
<i>Cosmarium margaritatum</i>	S	S,C	C
<i>Cosmarium muticum</i>		S	S
<i>Cosmarium obtusatum</i>	S	S	S
<i>Cosmarium pyramidatum</i>		C	
<i>Cosmarium quadrum</i>	C	C	C
<i>Cosmarium reniforme</i>	C	C	
<i>Cosmarium</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Cosmarium</i> sp.2	C	S,C	S,C
<i>Cosmarium</i> sp.3	C		S,C
<i>Cosmarium</i> sp.4			C
<i>Cosmarium</i> sp.5	C		
<i>Desmidium</i> sp.		S	
<i>Euastrum</i> sp.	C	C	S,C
<i>Gonatozygon</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Hyalotheca</i> sp.1	S	S,C	S,C
<i>Hyalotheca</i> sp.2			C
<i>Micrasterias furcata</i>	C		
<i>Micrasterias laticeps</i>	S,C	S	
<i>Micrasterias radiosa</i>		C	
<i>Micrasterias radiata</i>	C		
<i>Micrasterias truncata</i>		C	S
<i>Micrasterias</i> sp.	S		S
<i>Mougeotia</i> sp.	S,C	S,C	C
<i>Netrium</i> sp.	S		
<i>Pleurotaenium</i> sp.		C	C
<i>Roya</i> sp.			C
<i>Spirogyra</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Spondylosium pulchrum</i>	S,C	S	
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	S	S,C	S,C
<i>Staurastrum orbiculari</i>		S	S
<i>Staurastrum rotula</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Staurastrum trifidum</i>	S,C	C	S,C

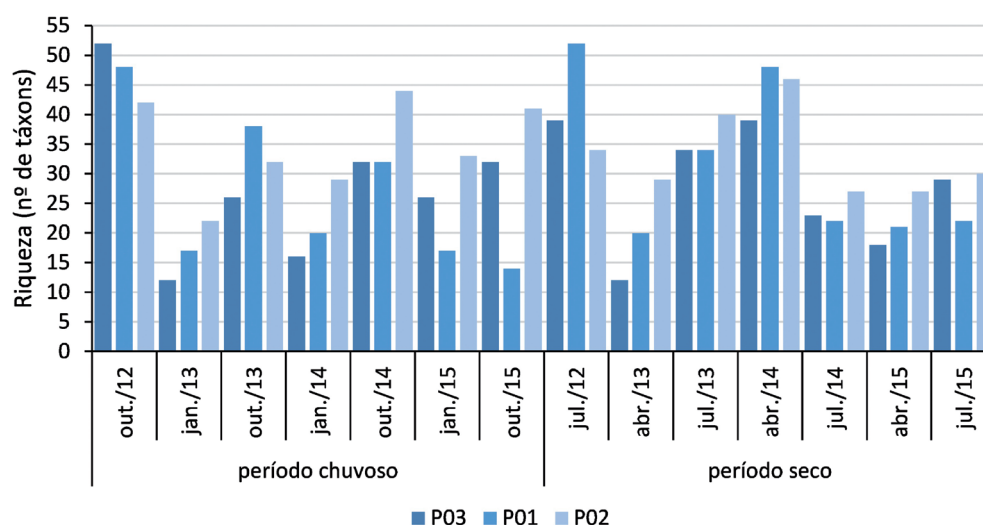
Táxons	P03	P01	P02
<i>Staurastrum</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Staurastrum</i> sp.2	S,C	C	S
<i>Staurastrum</i> sp.3	C	S,C	S,C
<i>Staurastrum</i> sp.4		C	
<i>Staurastrum</i> sp.5		C	
<i>Staurastrum</i> sp.6	C		C
<i>Staurastrum</i> sp.7	C		C
<i>Staurodesmus convergens</i>	S,C		
<i>Staurodesmus</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Staurodesmus</i> sp.2	C		S
<i>Teilingia</i> sp.		S	
<i>Xanthidium</i> sp.1		S,C	S,C
<i>Xanthidium</i> sp.2			C
Classe Oedogoniophyceae			
<i>Oedogonium</i> sp.	S	S,C	S
DIVISÃO BACILLARIOPHYTA			
Classe Bacillariophyceae			
Bacillariophyceae 1	S,C	S,C	S
Bacillariophyceae 2	S		
<i>Achnanthes</i> sp.	S		
<i>Achnanthidium</i> sp.	S,C		S,C
<i>Amphipleura pellucida</i>	S,C	C	S,C
<i>Amphipleura</i> sp.	S,C	S,C	
<i>Amphora</i> sp.	C	S	S
<i>Cocconeis</i> sp.			S,C
<i>Cymatopleura</i> sp.	S		S
<i>Cymbella affinis</i>	S	S	
<i>Cymbella charrua</i>			C
<i>Cymbella tumida</i>	S,C		S,C
<i>Cymbella</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Diatoma</i> sp.	S,C		
<i>Diploneis</i> sp.	S,C		
<i>Encyonema</i> sp.1	S,C	S	S,C
<i>Eunotia cf. flexuosa</i>		S,C	
<i>Eunotia cf. monodon</i>	S		S,C
<i>Eunotia</i> sp.1	S,C	S	S,C
<i>Eunotia</i> sp.2			C
<i>Frustulia</i> sp.	C		
<i>Gomphonema gracile</i>	C		
<i>Gomphonema</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Gomphonema</i> sp.2	S		
<i>Gyrosigma</i> sp.1	S,C	C	S,C
<i>Luticola</i> sp.	C	C	C

Táxons	P03	P01	P02
<i>Navicula cryptocephala</i>	C	S,C	S,C
<i>Navicula</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Navicula</i> sp.2	S,C	S	S
<i>Neidium</i> sp.	C		
<i>Nitzschia aciculares</i>	S	S	S,C
<i>Nitzschia</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Nitzschia</i> sp.2	C	C	C
<i>Pinnularia divergens</i>			S,C
<i>Pinnularia gibba</i>	C		S
<i>Pinnularia mesolepta</i>	C		C
<i>Pinnularia viridis</i>	C		C
<i>Pinnularia</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Pinnularia</i> sp.2	S		
<i>Placoneis</i> sp.	S,C		C
<i>Pleurosigma</i> sp.	S	S,C	
<i>Stauroneis</i> sp.		S	
<i>Stenopterobia</i> sp.	S	S	S
<i>Surirella quatimalensis</i>	C		C
<i>Surirella linearis</i>	S	S,C	S
<i>Surirella robusta</i>	S,C	C	S,C
<i>Surirella tenera</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Surirella</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Surirella</i> sp.2	S,C	S	S,C
<i>Tryblionella</i> sp.	S,C	C	S,C
Classe Fragilariophyceae			
Fragilariophyceae 1	S,C	S	S,C
Fragilariophyceae 2	S		C
<i>Asterionella</i> sp.		S	
<i>Fragilaria capucina</i>	S	S,C	C
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>			S
<i>Fragilaria</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Synedra acus</i>	S	C	S
<i>Synedra delicatissima</i>	S,C	S	S,C
<i>Synedra goulardi</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Synedra rupems</i>			S
<i>Synedra ulna</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Synedra</i> sp.	S,C	S,C	S
<i>Tabellaria</i> sp.			S,C
Classe Coscinodiscophyceae			
<i>Aulacoseira ambigua</i>		C	S,C
<i>Aulacoseira ambigua</i> var. <i>spiralis</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Aulacoseira granulata</i>	S,C	S,C	S,C

Táxons	P03	P01	P02
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Aulacoseira granulata</i> var.2	S,C	S,C	S,C
<i>Aulacoseira</i> sp.	S	S	S
<i>Cyclotella</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Hydrosera</i> sp.	C		S,C
<i>Melosira varians</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Melosira</i> sp.	S	S	S
<i>Pleurosira leavis</i>	S,C		
<i>Terpsinoë musica</i>	S,C	S	S,C
DIVISÃO CHRYSOPHYTA			
Classe Chrysophyceae			
<i>Dinobryon</i> sp.		S,C	S,C
<i>Mallomonas</i> sp.		S	S
DIVISÃO CYANOPHYTA			
Classe Cyanophyceae			
Chroococcales N.I	S,C		S,C
Pseudanabaenaceae sp.	S		
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>			S
<i>Aphanocapsa incerta</i>	S,C	S	S,C
<i>Aphanocapsa</i> sp.	C	S,C	S,C
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.	S		S
<i>Dolichospermum planctonica</i>			C
<i>Dolichospermum solitarium</i>	S,C	S,C	S,C
<i>Dolichospermum</i> sp.		S	C
<i>Geitlerinema splendidum</i>	C	C	S
<i>Geitlerinema</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Geitlerinema</i> sp.2		S	S
<i>Komvophoron</i> sp.	S		C
<i>Leptolyngbya</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Limnothrix</i> sp.	S	S,C	
<i>Lyngbya</i> sp.	S	S	S,C
<i>Merismopedia</i> sp.1	S,C	S,C	C
<i>Microcystis aeruginosa</i>	S		
<i>Microcystis</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Oscillatoria princeps</i>	S,C	S,C	
<i>Oscillatoria</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Phormidium insulare</i>	S	S	S
<i>Phormidium willei</i>		S,C	S,C
<i>Phormidium</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Phormidium</i> sp.2	S	C	S,C
<i>Phormidium</i> sp.3	C	C	S
<i>Planktolyngbya</i> sp.			C

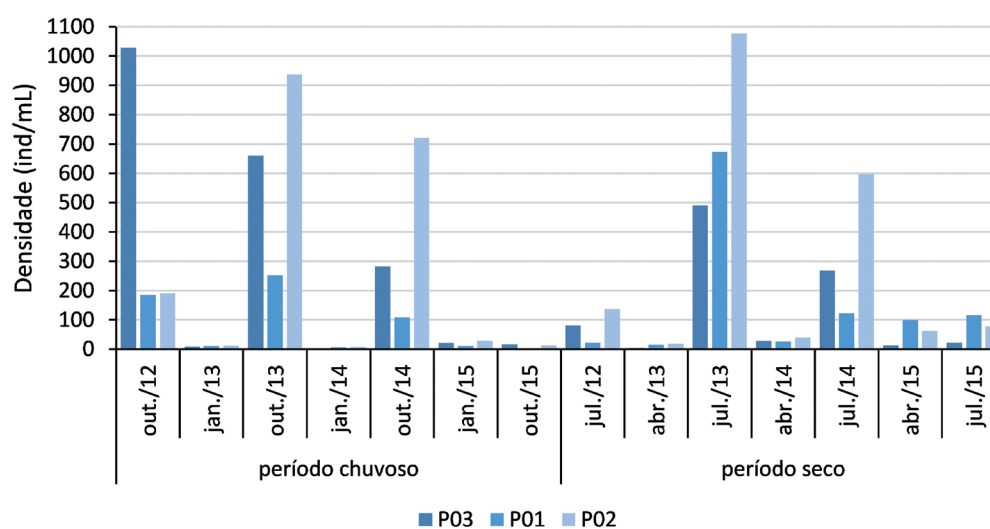
Táxons	P03	P01	P02
<i>Planktothrix</i> sp.	S	S,C	S,C
<i>Pseudanabaena catenata</i>		C	
<i>Pseudanabaena galeata</i>			S
<i>Pseudanabaena</i> sp.	S	S	
<i>Rhaphidiopsis</i> sp.	S		S
<i>Scytonema</i> sp.	C	S	
DIVISÃO CRYPTOPHYTA			
Classe Cryptophyceae			
<i>Cryptomonas</i> sp.	S,C	S,C	S,C
DIVISÃO DINOPHYTA			
Classe Dinophyceae			
<i>Peridinium pusillum</i>	S,C	S	S,C
<i>Peridinium</i> sp.1	S,C	S,C	S,C
<i>Peridinium</i> sp.2		S	S
DIVISÃO EUGLENOPHYTA			
Classe Euglenophyceae			
Euglenophyceae 1		S	
<i>Euglena acus</i>	C	S,C	S
<i>Euglena</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Lepocinclis</i> sp.	S,C	S,C	S,C
<i>Phacus</i> sp.		S	S,C
<i>Strombomonas</i> sp.		S	S,C
<i>Trachelomonas armata</i>	S	C	C
<i>Trachelomonas robusta</i>		C	C
<i>Trachelomonas</i> sp.	S,C	S	S,C
PHYLUM RHODOPHYTA			
Classe Rhodophyceae			
<i>Audouinella</i> sp.	S		
RIQUEZA TOTAL	194	169	203

Figura 361 – Riqueza dos organismos fitoplancônicos ao longo das estações de monitoramento da UHE Baguari/MG, no período chuvoso e seco.



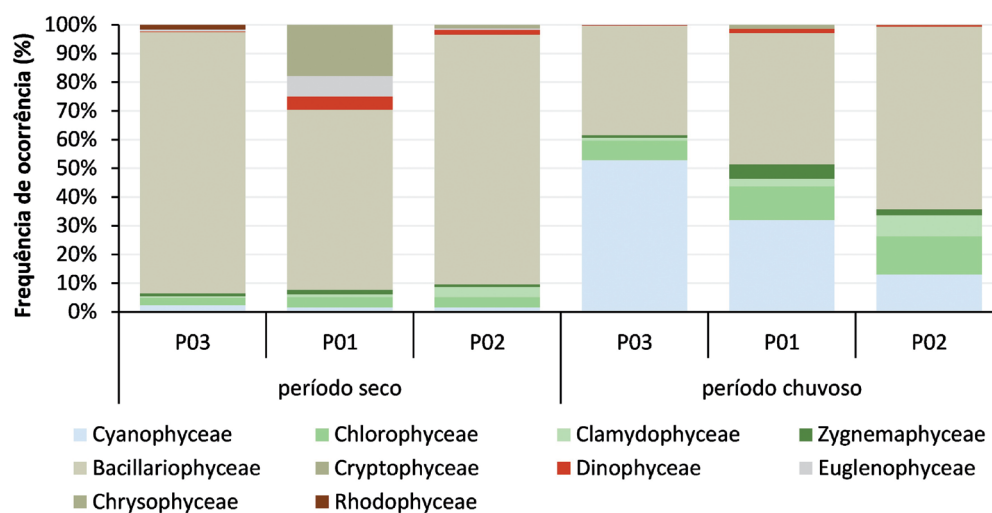
A diversidade de espécies (H') foi baixa em todas as amostragens, variando de 0 a 2,64 bits/ind. Baixa abundância de organismos (< 1.100 ind/mL) foi constatada nas amostragens (Figura 362). E, em média, os valores de densidade foram semelhantes entre as estações de coleta (118-280 ind/mL) e períodos analisados (seca: 190 ind/mL, cheia: 215 ind/mL) (Figura 362).

Figura 362 – Densidade de organismos fitoplancônicos registrados ao longo das estações de monitoramento da UHE Baguari/MG, no período chuvoso e seco.



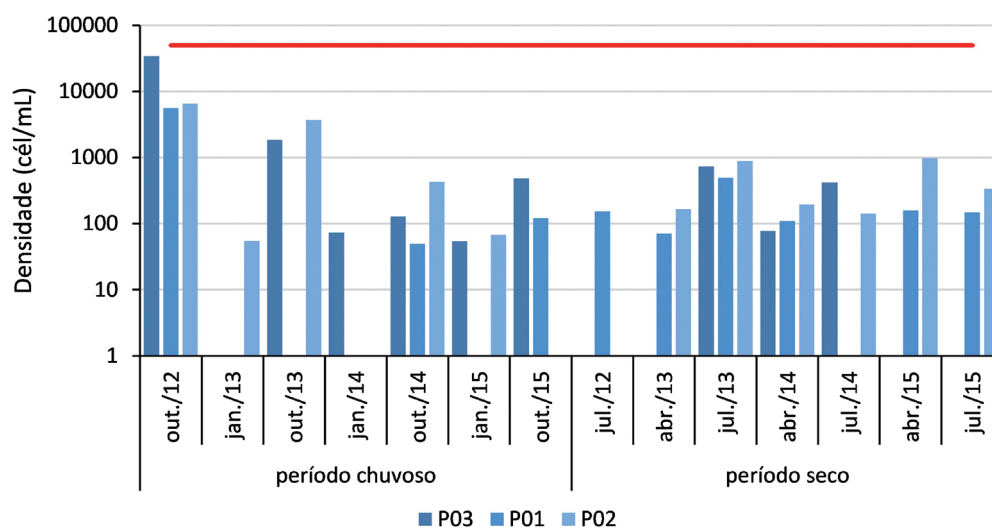
No período seco, a comunidade fitoplancônica foi composta especialmente por diatomáceas (classe Bacillariophyceae) do gênero *Aulacoseira* (Figura 363). Com a cheia, a contribuição das diatomáceas diminuiu e ocorreu um aumento das cianobactérias de forma decrescente em direção ao eixo da barragem (P02) (Figura 363).

Figura 363 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade nas estações de monitoramento da UHE Baguari/MG, durante o período chuvoso e seco.



Entre as espécies de cianobactérias registradas no monitoramento, a maioria possui potencial para produção de toxinas (CETESB, 2013) (Figura 364). Em média, a abundância mais elevada de cianobactérias foi registrada no período chuvoso (2.540 cél./mL), com máxima de 34.196 cél./mL na estação P03 em outubro/2012, decorrente da espécie *Dolichospermum solitarium*.

Figura 364 – Densidade de cianobactérias (cél./mL) nas estações monitoradas no reservatório da UHE Baguari/MG.



Nota: A linha vermelha representa o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água Classe 2.

3.3.2.3 Avaliação do fitoplâncton no reservatório da UHE Eliezer Batista

O fitoplâncton do reservatório da UHE Eliezer Batista foi composto por 251 táxons (Tabela 112), sendo 201 registrados na estação a montante (AIM 25) e 214 na estação reservatório (AIM 27). A riqueza do período seco foi pouco mais elevada (193 táxons, média: 30 táxons/ponto) do que a registrada no período chuvoso (163 táxons, média: 23 táxons/ponto) (Figura 365).

Tabela 112 – Listagem do fitoplâncton encontrado na área de influência da UHE Eliezer Batista/MG no período pré-desastre, durante a estação seca (s) e chuvosa (c).

Táxons	AIM 25	AIM 27
Cyanophyceae		
<i>Aphanocapsa incerta</i>		s
<i>Aphanocapsa</i> sp.	s,c	s
<i>Chroococcus</i> sp.	s	
<i>Coelomoron</i> sp.	c	c
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.	s	s
<i>Dolichospermum planctonicum</i>		s
<i>Dolichospermum</i> sp.	s	s
<i>Eucapsis</i> sp.		s
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>		c
<i>Geitlerinema splendidum</i>	s	s
<i>Geitlerinema</i> sp.1	s	s
<i>Geitlerinema</i> sp.2	s	
<i>Leptolyngbya</i> sp.	s,c	s,c
<i>Limnothrix</i> sp.		c
<i>Lyngbya</i> sp.	s,c	s
<i>Merismopedia tenuissima</i>	s,c	s
<i>Merismopedia</i> sp.	s	s
<i>Microcystis aeruginosa</i>	c	
<i>Microcystis</i> sp.	s,c	s,c
<i>Nostoc</i> sp.		s
<i>Oscillatoria princeps</i>		s
<i>Oscillatoria</i> sp.	s,c	s,c
<i>Phormidium autumnale</i>		s
<i>Phormidium insulare</i>	s,c	s,c
<i>Phormidium willei</i>	s	s,c
<i>Phormidium</i> sp.	s,c	s,c
<i>Planktothrix</i> sp.	c	s
<i>Planktolyngbya</i> sp.	s,c	s
<i>Pseudanabaena</i> sp.		s
<i>Radiocystis fernandoi</i>		c
<i>Radiocystis</i> sp.		s
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	c	
<i>Raphidiopsis</i> sp.		c
<i>Stigonema</i> sp.		s

Táxons	AIM 25	AIM 27
<i>Synechocystis</i> sp.	S	
Chlorophyceae		
<i>Actinastrum</i> sp.	S	S
<i>Ankistrodesmus fusiformes</i>		S
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	S	S
<i>Chlorella</i> sp.	C	C
<i>Coelastrum cambricum</i>	C	
<i>Coelastrum microporum</i>	S,C	S,C
<i>Coelastrum proboscideum</i>		C
<i>Coelastrum reticulatum</i>	S,C	S,C
<i>Coelastrum sphaericum</i>	C	
<i>Coelastrum</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Coelastrum</i> sp.2	S	S
<i>Coelastrum</i> sp.3	S	
<i>Desmodesmus armatus</i>	S,C	S,C
<i>Desmodesmus communis</i>	S,C	S,C
<i>Desmodesmus maximus</i>	C	
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	S	S
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	S	S
<i>Desmodesmus</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Desmodesmus</i> sp.2	S	S,C
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	S,C	S,C
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	S,C	S
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	C	C
<i>Dimorphococcus</i> sp.	S,C	S,C
<i>Dispora</i> sp.	C	
<i>Eutetramorus</i> sp.	S,C	S
<i>Gloeocystis</i> sp.	S,C	
<i>Golenkinia radiata</i>		S
<i>Kirchneriella lunaris</i>	S,C	S,C
<i>Kirchneriella obesa</i>	S,C	S
<i>Kirchneriella</i> sp.	S,C	S,C
<i>Micractinium pusillum</i>	S,C	S
<i>Micractinium</i> sp.	S	S
<i>Monoraphidium contortum</i>	S	C
<i>Monoraphidium griffithii</i>	S	S
<i>Oocystis</i> sp.		S
<i>Pediastrum duplex</i>	S,C	S,C
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i>	S,C	S,C
<i>Pediastrum gracillimum</i>	C	S
<i>Pediastrum simplex</i>	S,C	S,C
<i>Pediastrum tetras</i>	S,C	S,C
<i>Rhizoclonium</i> sp.		S

Táxons	AIM 25	AIM 27
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	S,C	S,C
<i>Scenedesmus acutus</i>		S,C
<i>Scenedesmus arcuatus</i>		S
<i>Scenedesmus bernardii</i>	C	S,C
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	C	S
<i>Scenedesmus disciformis</i>	S	S
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	C	C
<i>Scenedesmus</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Scenedesmus</i> sp.2	S	
<i>Selenastrum bibraianum</i>	C	C
<i>Selenastrum gracile</i>	S	S
<i>Selenastrum</i> sp.	S	S
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	S,C	S
<i>Sphaerocystis</i> sp.	S,C	S,C
<i>Tetraëdron</i> sp.1	S,C	C
<i>Tetraëdron</i> sp.2	S,C	S
<i>Tetrallatos</i> sp.	C	C
<i>Tetrastrum</i> sp.		C
<i>Westella</i> sp.	C	C
Chlorophyta 1 (colonial)	S	
Chlorophyta 1 (colonial)	C	C
Chlorophyta 1 (unicelular)	C	
Chlamydomonadales		
<i>Chlamydomonas</i> sp.	S	S
<i>Chloromonas</i> sp.	S	S,C
<i>Eudorina elegans</i>	S,C	C
<i>Eudorina</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Eudorina</i> sp.2	S	S
<i>Pandorina morum</i>	C	S,C
<i>Pandorina</i> sp.	S,C	S
Zygnematales		
<i>Actinotaenium</i> sp.		S
<i>Closteriopsis</i> sp.	S	S
<i>Closterium diana</i>	S	S
<i>Closterium libellula</i>		S
<i>Closterium moniliferum</i>	C	S
<i>Closterium parvulum</i>	C	S,C
<i>Closterium rostratum</i>	C	C
<i>Closterium setaceum</i>	S,C	S,C
<i>Closterium</i> sp.	S,C	S,C
<i>Cosmarium amoenum</i>	S,C	S,C
<i>Cosmarium bioculatum</i>	C	C
<i>Cosmarium</i> cf. <i>decoratum</i>	S	S

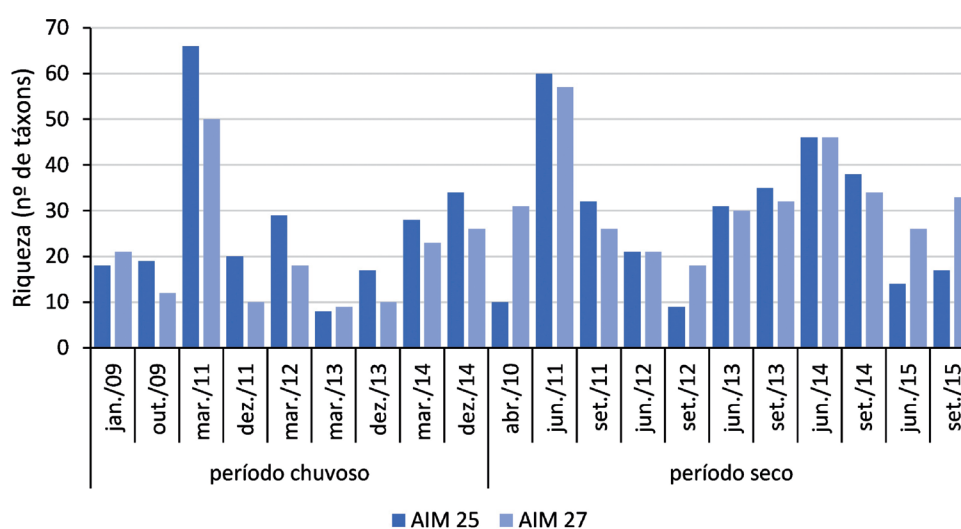
Táxons	AIM 25	AIM 27
<i>Cosmarium margaritatum</i>	S	S
<i>Cosmarium quadrifarium</i>	S	S
<i>Cosmarium quadrum</i>		S
<i>Cosmarium reniforme</i>	S	S
<i>Cosmarium</i> sp.1	S,C	S
<i>Cosmarium</i> sp.2		S
<i>Cosmarium</i> sp.3		S
<i>Desmidium aptogonum</i>		C
<i>Euastrum divaricatum</i>		S
<i>Euastrum</i> sp.	C	S,C
<i>Genicularia elegans</i>		S
<i>Gonatozygon</i> sp.	S	
<i>Hyalotheca</i> sp.	C	
<i>Netrium</i> sp.		S
<i>Pleurotaenium</i> sp.	S	
<i>Spirogyra</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Spirogyra</i> sp.2	S	S
<i>Staurastrum connatus</i>	C	
<i>Staurastrum limneticum</i>	S	S
<i>Staurastrum mutabile</i>	S,C	C
<i>Staurastrum quadrangulare</i>	S,C	
<i>Staurastrum rotula</i>	S,C	S,C
<i>Staurastrum setigerum</i>	S	S
<i>Staurastrum subtriangularis</i>	S	S
<i>Staurastrum</i> sp.1	S,C	S
<i>Staurastrum</i> sp.2	S	C
<i>Staurodesmus convergens</i>	S	
<i>Staurodesmus</i> sp.1	S	S
<i>Xanthidium</i> sp.1	S	S,C
Desmidiaceae 1		C
Desmidiaceae 2	C	
Desmidiaceae 3		C
Oedogoniophyceae		
<i>Oedogonium</i> sp.	S,C	S
Bacillariophyceae		
<i>Achnanthes</i> sp.	C	C
<i>Amphipleura</i> sp.	S,C	S,C
<i>Amphora</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Amphora</i> sp.2	S	S
<i>Asterionella</i> sp.	S	
<i>Aulacoseira ambigua</i>	S,C	S,C
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	S,C	S,C
<i>Aulacoseira granulata</i>	S,C	S,C

Táxons	AIM 25	AIM 27
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	S	S
<i>Aulacoseira granulata</i> var. 1	C	
<i>Aulacoseira granulata</i> var. 2	S,C	S,C
<i>Aulacoseira</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Aulacoseira</i> sp.2	C	C
<i>Cocconeis</i> sp.	S	S
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	C	
<i>Cyclotella</i> sp.	S,C	S
<i>Cymatopleura</i> sp.		S
<i>Cymbella affinis</i>	S,C	S,C
<i>Cymbella tumida</i>		S
<i>Cymbella</i> sp.	S,C	S,C
<i>Diatoma vulgare</i>	C	
<i>Encyonema minutum</i>	S	
<i>Encyonema</i> sp.	S	S
<i>Eunotia</i> sp.	S,C	S,C
<i>Fragilaria capucina</i>	S	S,C
<i>Fragilaria</i> cf. <i>crotonensis</i>	S	S
<i>Fragilaria</i> sp.	S,C	S,C
<i>Gomphoneis</i> sp.	S	
<i>Gomphonema augur</i>	C	
<i>Gomphonema gracile</i>	S,C	C
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	S	S
<i>Gomphonema</i> sp.1	S	S,C
<i>Gomphonema</i> sp.2	S	S,C
<i>Gyrosigma scalproides</i>		C
<i>Gyrosigma</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Gyrosigma</i> sp.2		C
<i>Hydrosera wamphoensis</i>		S
<i>Hydrosera</i> sp.	S	S,C
<i>Luticola</i> sp.		C
<i>Melosira varians</i>	S,C	S,C
<i>Melosira</i> sp.	S	S
<i>Navicula cryptocephala</i>	S,C	S,C
<i>Navicula radiosa</i>	S,C	
<i>Navicula</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Navicula</i> sp.2	S,C	S,C
<i>Neidium</i> sp.		C
<i>Nitzschia amphibia</i>		C
<i>Nitzschia</i> sp.1	C	S,C
<i>Nitzschia</i> sp.2		S
<i>Pinnularia gibba</i>		C
<i>Pinnularia</i> sp.	S,C	S,C

Táxons	AIM 25	AIM 27
<i>Placoneis</i> sp.		S
<i>Pleurosigma</i> sp.	S	S
<i>Pleurosira</i> sp.	S	S
<i>Stauroneis</i> sp.	C	
<i>Stenopterobia curvula</i>		S
<i>Stenopterobia delicatissima</i>	C	C
<i>Stenopterobia</i> sp.1	S	S
<i>Stenopterobia</i> sp.2		S
<i>Surirella biseriata</i>		S
<i>Surirella capronii</i>		S
<i>Surirella guatimalensis</i>		S
<i>Surirella linearis</i>		S
<i>Surirella robusta</i>	S,C	S,C
<i>Surirella tenera</i>	S	S,C
<i>Surirella</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Surirella</i> sp.2	C	S
<i>Synedra delicatissima</i>	C	C
<i>Synedra goulardii</i>	S,C	S,C
<i>Synedra rumpens</i>	S	S
<i>Synedra</i> sp.	S,C	C
<i>Tabellaria</i> sp.	S	S
<i>Terpsinoe musica</i>	S,C	S,C
<i>Thalassiosira</i> sp.	S,C	
<i>Ulnaria ulna</i>	S,C	S,C
Coscinodiscophyceae 1	S	
Fragilariophyceae 1	S,C	C
Bacillariophyceae 1	S,C	C
Bacillariophyceae 2	S	S,C
Bacillariophyceae 3	S	C
Cryptophyceae		
<i>Cryptomonas</i> sp.	S,C	S,C
Dinophyceae		
<i>Ceratium</i> sp.	C	C
<i>Peridinium pusillum</i>	S	
<i>Peridinium</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Peridinium</i> sp.2	S,C	S,C
<i>Peridinium</i> sp.3	C	
Euglenophyceae		
<i>Euglena gracilis</i>		C
<i>Euglena viridis</i>	C	C
<i>Euglena</i> sp.1	S,C	S,C
<i>Euglena</i> sp.2	C	
<i>Lepocinclis</i> sp.	C	S

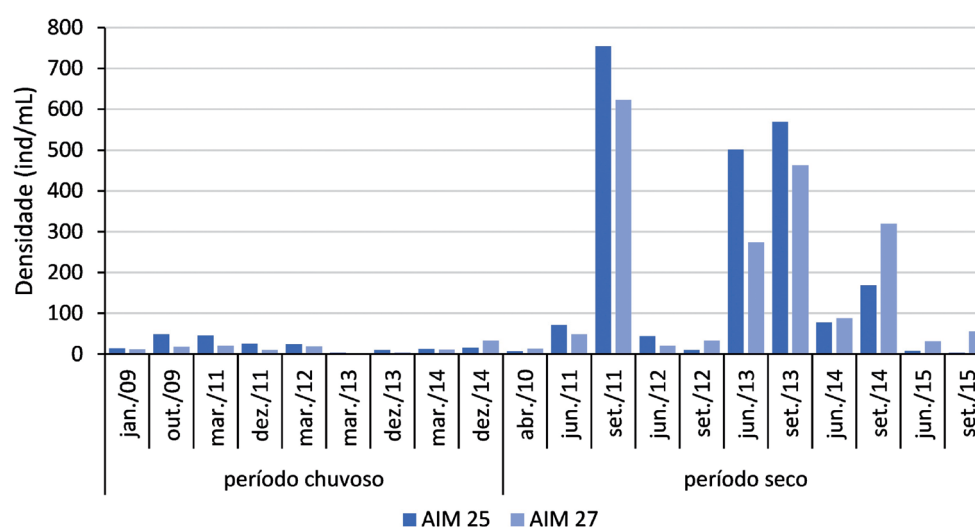
Táxons	AIM 25	AIM 27
<i>Phacus</i> sp.	c	
<i>Strombomonas</i> sp.1	s,c	s,c
<i>Strombomonas</i> sp.2	c	c
<i>Trachelomonas armata</i>	c	c
<i>Trachelomonas oblonga</i>	c	c
<i>Trachelomonas superba</i>	c	c
<i>Trachelomonas</i> sp.1	s,c	s,c
<i>Trachelomonas</i> sp.2	c	
Euglenophyceae N.I.	c	s
Chrysophyceae		
<i>Mallomonas</i> sp.	s,c	s
RIQUEZA TOTAL	201	214

Figura 365 – Riqueza dos organismos fitoplanctônicos na UHE Eliezer Batista/MG, no período chuvoso e seco.



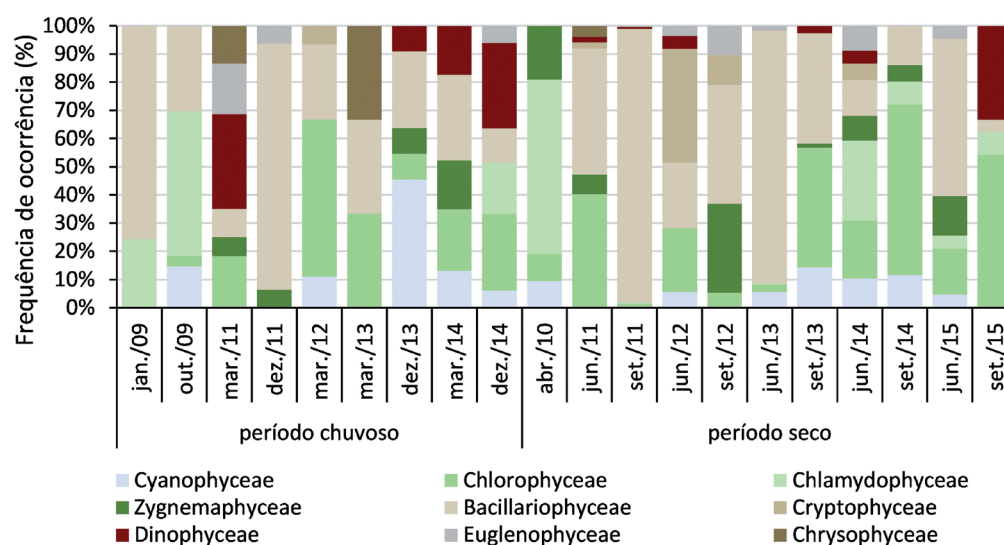
A diversidade de espécies (H') foi baixa durante todo o monitoramento, variando de 0 a 2,7 bits/ind. Maior abundância de organismos foi constatada no período seco (média: 190 ind/mL) em ambas as estações (AIM 25 e AIM 27), com máxima de 754 ind/mL em setembro/2011 (Figura 366).

Figura 366 – Densidade de organismos fitoplanctônicos na UHE Eliezer Batista/MG, no período chuvoso e seco.



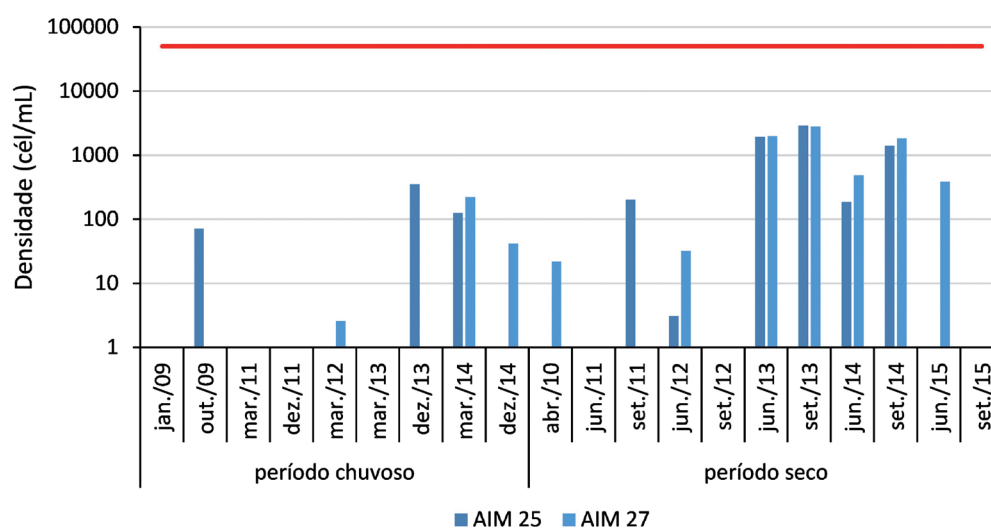
De maneira geral, a comunidade fitoplanctônica apresentou-se diversificada em ambos os períodos (Figura 367). Diatomáceas (Bacillariophyceae), clorofíceas e fitoflagelados (Chlamydomphyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Chrysophyceae) constituíram os principais componentes do fitoplâncton (Figura 367).

Figura 367 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade nas estações de monitoramento da UHE Eliezer Batista/MG, durante o período chuvoso e seco.



Cianobactérias foram registradas nas amostras, mas em densidades celulares baixas (< 2.000 cél./mL) (Figura 368). Em média, houve maior abundância desse grupo no período seco (645 cél./mL) do que no chuvoso (45 cél./mL) (Figura 368). A maior parte das cianobactérias encontradas nas amostras é potencialmente produtora de hepato e/ou neurotoxinas (*Aphanocapsa*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Geitlerinema*, *Lyngbya*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Planktolyngbya*, *Radiocystis* e *Raphidiopsis*) (TEDESCO; CLERCIN, 2011; CETESB, 2013; RANGEL et al., 2014), entretanto, estas ocorreram em densidades abaixo de 3.000 cél./mL (Figura 368).

Figura 368 – Densidade de cianobactérias (cél./mL) nas estações monitoradas na UHE Eliezer Batista/MG.



Nota: A linha vermelha representa o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água Classe 2.

3.3.2.4 Avaliação do fitoplâncton do reservatório da UHE Mascarenhas

No monitoramento da comunidade fitoplanctônica do reservatório da UHE Mascarenhas, foram encontradas 87 espécies (Tabela 113), sendo 81 registradas durante o período chuvoso (nº de observações = 12) e 24 no seco (nº de observações = 6) (Figura 369). Entretanto, vale ressaltar que a diferença no número de táxons entre os períodos, provavelmente, se deve ao menor número de dados obtidos da estação seca.

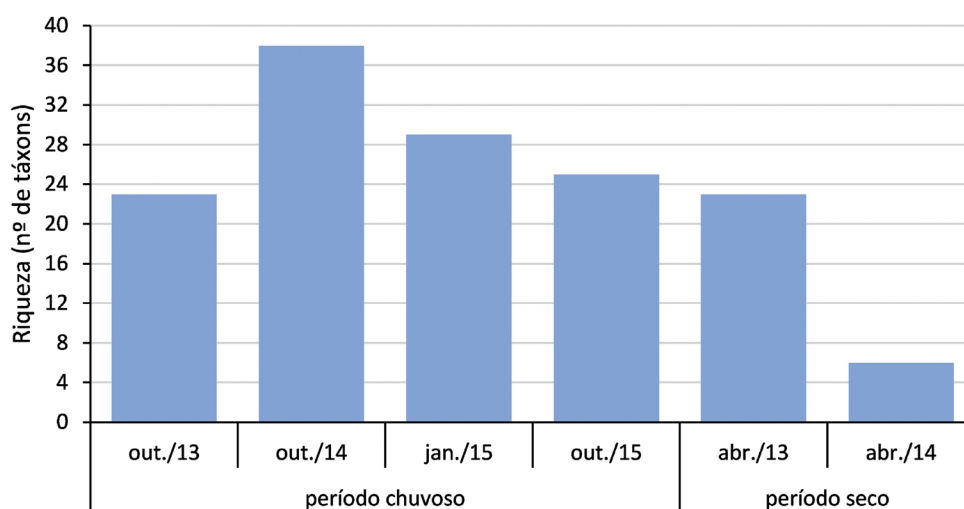
Tabela 113 – Listagem do fitoplâncton encontrado na área de influência da UHE Mascarenhas/ES no período pré-desastre, durante a estação seca (s) e chuvosa (c).

TÁXONS	P2
Cyanophyceae	
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	c
<i>Cyanodiction cf. imperfectum</i>	c
<i>Geitlerinema sp.</i>	s,c
<i>Komvophoron sp.</i>	c
<i>Lemmermanniella pallida</i>	c
<i>Lyngbya sp.</i>	c
<i>Merismopedia tenuissima</i>	s,c
<i>Oscillatoria sp.</i>	c
<i>Planktothrix agardhii</i>	c
<i>Planktothrix isothrix</i>	c
<i>Planktolyngbya sp.</i>	c
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	s
<i>Snowella atomus</i>	c

TÁXONS	P2
Pseudanabaenaceae N.I.	c
Chlorophyceae	
<i>Acutodesmus obliquus</i>	c
<i>Ankyra judayi</i>	c
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	c
<i>Coelastrum reticulatum</i>	c
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	c
<i>Desmodesmus armatus</i>	c
<i>Desmodesmus brasiliensis</i>	c
<i>Desmodesmus communis</i>	s,c
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>acutispinus</i>	c
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	s
<i>Desmodesmus</i> sp.	c
<i>Dictyosphaerium elegans</i>	c
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	c
<i>Eutetramorus fottii</i>	s,c
<i>Fusola</i> sp.	c
<i>Geminella</i> sp.	c
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	c
<i>Monoraphidium circinale</i>	c
<i>Monoraphidium contortum</i>	c
<i>Monoraphidium griffithii</i>	s,c
<i>Monoraphidium irregulare</i>	c
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	c
<i>Pediastrum duplex</i>	s,c
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	c
<i>Scenedesmus acunae</i>	c
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>	c
<i>Scenedesmus ecornis</i>	c
<i>Scenedesmus linearis</i>	c
<i>Scenedesmus</i> sp.	c
<i>Schroederia setigera</i>	c
<i>Westella botryoides</i>	c
Chlamydomonadales	
<i>Eudorina elegans</i>	c
<i>Pandorina morum</i>	c
<i>Spermatozoopsis exsultans</i>	c
Zygnematales	
<i>Spyrogira</i> sp.	c
<i>Staurastrum trifidum</i>	c
Bacillariophyceae	
<i>Achnanthes</i> sp.	s,c
<i>aulacoseira ambigua</i>	c

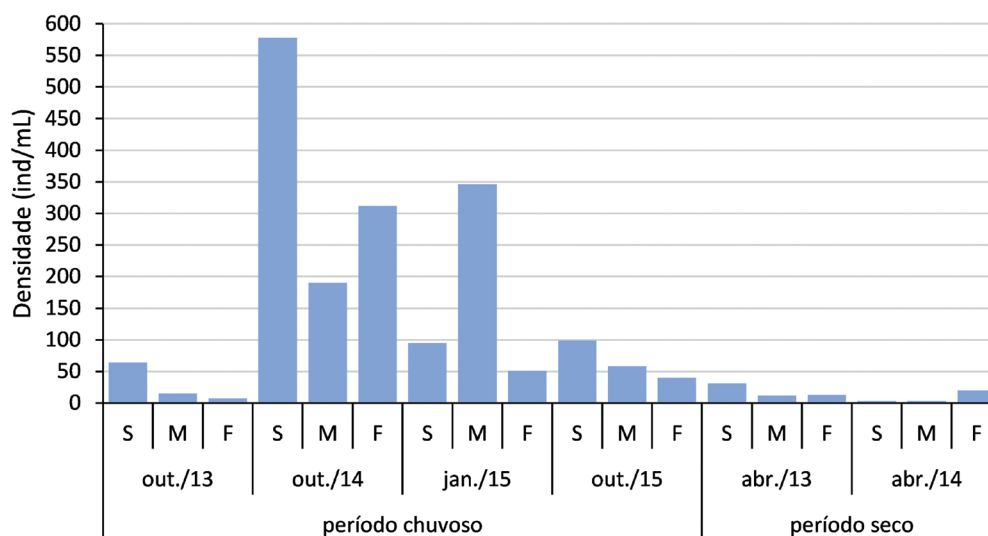
TÁXONS	P2
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	S,C
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	S,C
<i>Discostella stelligera</i>	C
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	C
<i>Cyclotella</i> sp.	C
<i>Cymbella affinis</i>	S,C
<i>Cymbella microcephala</i>	S,C
<i>Encyonema</i> sp.	C
<i>Fragilaria</i> sp.	C
<i>Girosgygma</i> sp.	C
<i>Gomphonema angustatum</i>	C
<i>Gomphonema parvulum</i>	S,C
<i>Gomphonema</i> sp.	C
<i>Navicula cryptocephala</i>	C
<i>Navicula jacobii</i>	S
<i>Nitzschia palea</i>	S,C
<i>Nitzschia recta</i>	S
<i>Nitzschia</i> sp.	C
<i>Surirella</i> cf. <i>linearis</i>	S
<i>Surirella</i> sp.	C
<i>Synedra goulardii</i>	S,C
<i>Ulnaria ulna</i>	S,C
penales N.I. 1	S,C
Cryptophyceae	
<i>Chroomonas</i> sp.	C
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	S,C
<i>Cryptomonas marssonii</i>	S,C
<i>Cryptomonas</i> sp.	C
Cryptophyceae filamentosa N.I.	C
Dinophyceae	
<i>Peridinium gatunense</i>	C
<i>Peridinium</i> sp.	S,C
Euglenophyceae	
<i>Phacus acutus</i>	C
<i>Strombomonas verrucosa</i>	S
Chrysophyceae	
<i>Dinobryon sertularia</i>	C
<i>Mallomonas</i> sp.	C
Xanthophyceae	
<i>Isthmochloron gracile</i>	C
RIQUEZA TOTAL	87

Figura 369 – Riqueza dos organismos fitoplanctônicos na UHE Mascarenhas/ES, no período chuvoso e seco.



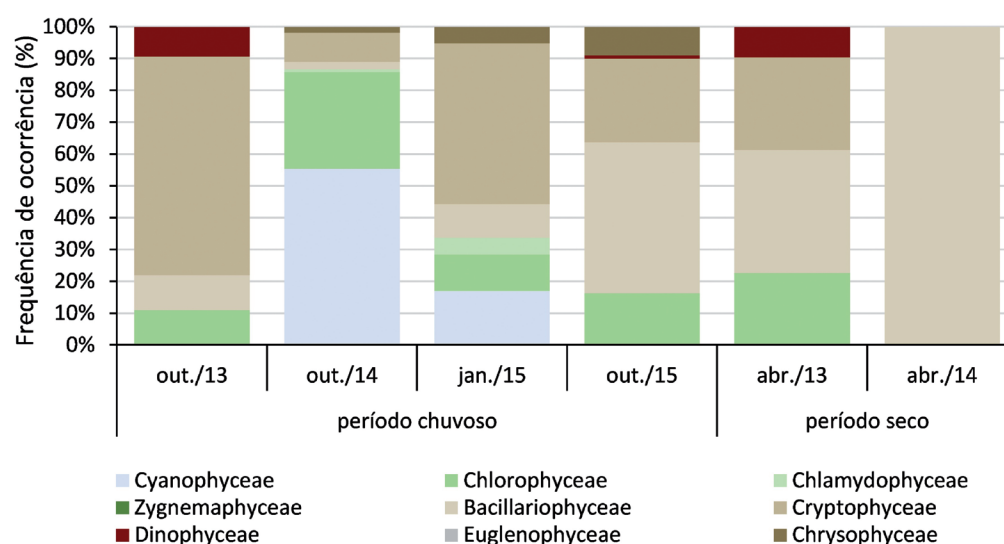
A diversidade de espécies (H') foi baixa em todas as campanhas, variando de 0 a 2,47 bits/ind. Baixos valores de clorofila-a (0,78-2,45 $\mu\text{g/L}$) e densidade de organismos também foram obtidos em todas as amostragens. Densidades mais elevadas foram registradas no período chuvoso, com máxima de 578 ind/mL na amostra de subsuperfície, em outubro/2014 (Figura 370). Em contrapartida, valores mais baixos foram observados nos meses de seca, com densidades variando de 3 a 31 ind/mL (Figura 370).

Figura 370 – Densidade de organismos fitoplanctônicos na UHE Mascarenhas/ES, no período chuvoso e seco.



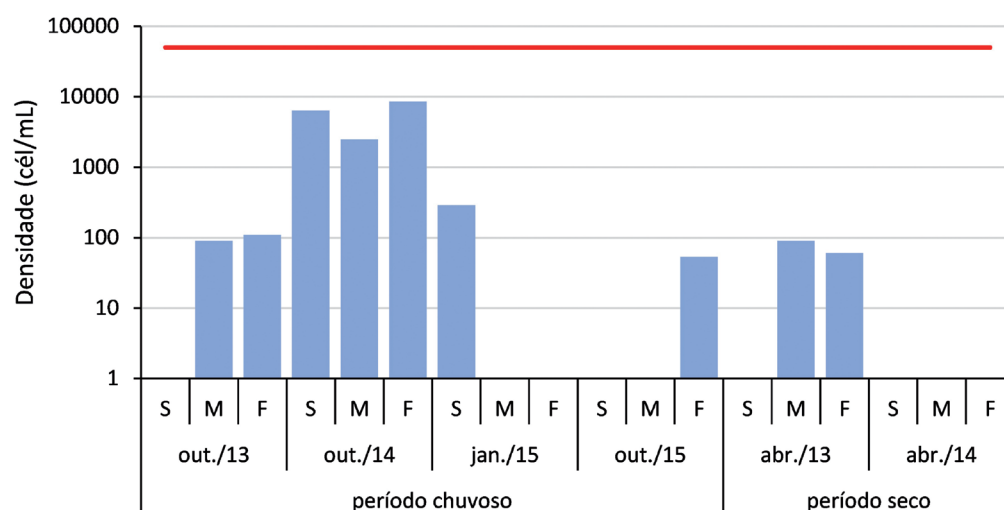
No período chuvoso, o fitoplâncton foi constituído por cianobactérias, clorofíceas, diatomáceas e fitoflagelados, principalmente da classe Cryptophyceae (Figura 371). Nos meses de seca, a contribuição das cianobactérias decai e aumenta a representatividade das diatomáceas (Figura 371).

Figura 371 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade nas estações de monitoramento da UHE Mascarenhas/ES, durante o período chuvoso e seco.



Cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas foram encontradas nas amostras (*Aphanocapsa*, *Lyngbya*, *Merismopedia*, *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Planktolyngbya* e *Snowella*) (TEDESCO; CLERCIN, 2011; CETESB, 2013), mas ocorrendo em densidades celulares baixas (< 8.600 cél./mL) (Figura 372).

Figura 372 – Densidade de cianobactérias (cél./mL) nas estações monitoradas na UHE Mascarenhas/ES.



Nota: A linha vermelha representa o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água Classe 2.

3.4 ZOOPLÂNCTON

Os organismos do zooplâncton, conforme já descrito no item 2.4 (Zooplâncton em ambientes fluviais), estão intimamente relacionados às variáveis bióticas e abióticas do meio em que vivem. Em ambientes lênticos ou com fluxo de água reduzido, como os reservatórios, o zooplâncton apresenta-se melhor desenvolvido. Diferentemente de rios, em ambientes lênticos, uma vez que o fluxo de água é reduzido, os organismos são capazes de se reproduzir a uma taxa elevada o suficiente para manter populações (MARZOLF, 1990; CETESB, 2006).

3.4.1 METODOLOGIA

Foram realizadas buscas por publicações em bases de dados científicos, assim como em bibliografia especializada, referentes ao zooplâncton de água doce, com foco nos grupos Rotifera, Copepoda e Cladocera. A busca abrangeu livros, artigos publicados em periódicos nacionais e internacionais, teses de doutorado e dissertações de mestrado, trabalhos publicados em eventos técnicos e acadêmicos e documentos técnicos como relatórios de monitoramento ambiental, estudos de impactos, entre outros. Foram utilizadas as palavras “zooplâncton” (zooplankton), Cladocera, Copepoda e Rotifera, combinadas aos termos “rio Doce” (Doce River), Minas Gerais e Espírito Santo.

Foram realizados contatos com as usinas hidrelétricas e concessionárias de energia responsáveis, solicitando dados dos monitoramentos de qualidade da água contendo dados bióticos dos quatro reservatórios.

Cabe destacar que a UHE Mascarenhas não mantém em seu programa de monitoramento de qualidade de água a avaliação da comunidade zooplanctônica, de modo que não foi possível avaliar tal ambiente.

Para as UHEs Risoleta Neves (Candonga) e Eliezer Batista (Aimorés), foram avaliados dados brutos e relatórios consolidados disponibilizados pela Aliança Energia (VISÃO AMBIENTAL, 2013, 2014, 2015; MICRA, 2013a, 2013b, 2016a, 2016b). Para a UHE Baguari, foram fornecidos apenas dados brutos pelo Consórcio UHE Baguari.

Foram considerados dados a partir de 2012, ano em que constam dados para as três usinas avaliadas neste relatório, até 2015, para campanhas anteriores ao desastre.

Os dados do zooplâncton foram utilizados neste relatório de forma geral, para os pontos constantes no monitoramento de cada usina hidrelétrica, incluindo pontos a montante e a jusante do reservatório, a fim de se obter dados mais robustos, os quais poderão ser comparados ao longo do tempo. Ainda, fornecer melhores dados acerca da lista de espécie em cada região. De forma a padronizar as informações entre os reservatórios, os dados foram trabalhados para a apresentação dos resultados por campanha, através dos seguintes parâmetros (BEGON; TOWNSAND; HARPER, 2007):

Riqueza Total (S) - este parâmetro indica a ocorrência de espécies em um ambiente e é uma das medidas da biodiversidade local. Representa o número total de táxons encontrados.

Abundância ou densidade (N) - a abundância representa o número total de organismos registrados, podendo ser analisado no todo ou por grupos de interesse. É medido em número de espécies/área ou volume. Normalmente, a amostra é analisada em alíquotas, e em ambiente aquático é representado em org./m³. A Abundância pode ser classificada como de “extremamente baixa” a “extremamente elevada” (Tabela 114) (CETESB, 2006).

Tabela 114 – Classificação da abundância zooplanctônica.

Abundância (org./m ³)	Classificação da abundância
< 10.000	Extremamente baixa
10.001 – 50.000	Muito baixa
50.001 – 100.000	Baixa
100.001 – 400.000	Moderada
400.001 – 800.000	Elevada
800.001 – 1.200.000	Muito elevada
> 1.200.000	Extremamente elevada

Fonte: CETESB (2006).

Diversidade (H') - os índices de diversidade representam a relação entre a variedade de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie. O mais comumente utilizado é o Índice de Shannon-Weaver, calculado pela seguinte fórmula:

$$- \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Onde:

S: número de espécies;

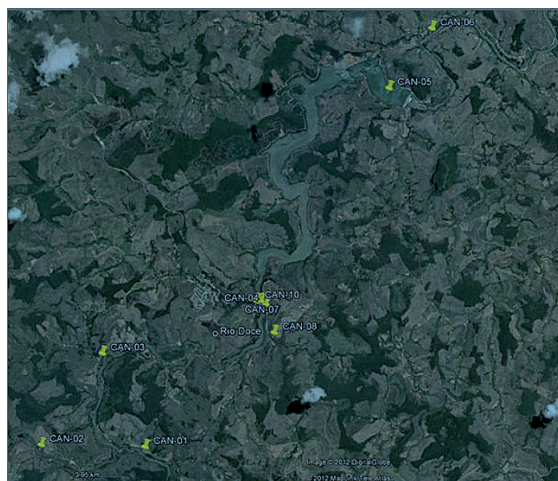
Pi: a abundância relativa da espécie i;

Ln: logaritmo natural.

3.4.2 RESULTADOS

3.4.2.1 UHE Risoleta Neves (Candonga)

O monitoramento realizado na UHE Risoleta Neves engloba nove pontos amostrais, sendo um ponto no rio Piranga, um ponto no rio do Carmo, cinco pontos no rio Doce, e dois pontos em córregos próximos, conforme a Figura 373 (VISÃO AMBIENTAL, 2013). Os dados são gerados trimestralmente, para os meses de março, junho, setembro e dezembro. Para este relatório, foram considerados dados entre setembro de 2012 e setembro de 2015 (VISÃO AMBIENTAL, 2013, 2014, 2015).

Figura 373 – Pontos de amostragem do zooplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves.

Fonte: Visão Ambiental (2013; Página 9).

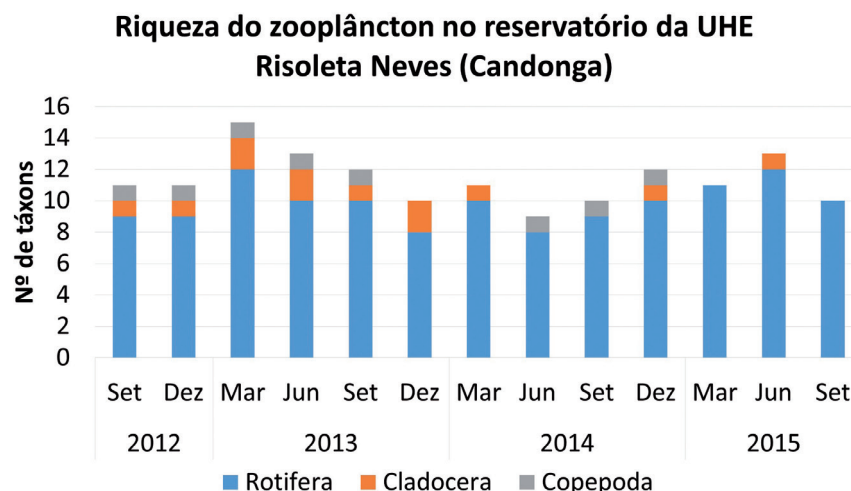
No total do período avaliado para este relatório, foram encontrados 31 táxons, sendo 27 rotíferos, 3 cladóceros e 1 copépode, sendo copépodes calanoides apenas encontrados nas formas jovens (Tabela 115).

Tabela 115 – Lista de espécies de zooplâncton encontradas no reservatório da UHE Risoleta Neves (Candonga) entre setembro de 2012 e setembro de 2015.

ROTIFERA	
<i>Anuraeopsis fissa</i>	<i>Proales sp.</i>
<i>Brachionus falcatus</i>	<i>Trichocerca pusilla</i>
<i>Collotheca ambigua</i>	<i>Trichocerca similis</i>
<i>Collotheca sp.</i>	<i>Trichocerca stylata</i>
<i>Colurella uncinata</i>	Bdelloidea
<i>Conochilus dossuarius</i>	CLADOCERA
<i>Euchlanis dilatata</i>	<i>Bosminopsis deitersi</i>
<i>Euchlanis sp.</i>	<i>Diaphanosoma birgei</i>
<i>Hexarthra intermedia</i>	<i>Moina minuta</i>
<i>Keratella americana</i>	COPEPODA
<i>Keratella cochlearis</i>	Calanoida
<i>Keratella tropica</i>	Cyclopoida
<i>Lecane bulla</i>	<i>Thermocyclops decipiens</i>
<i>Lecane glypta</i>	
<i>Lecane lunaris</i>	
<i>Lecane sp.</i>	
<i>Lepadella patella</i>	
<i>Notommata copeus</i>	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	
<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra vulgaris</i>	

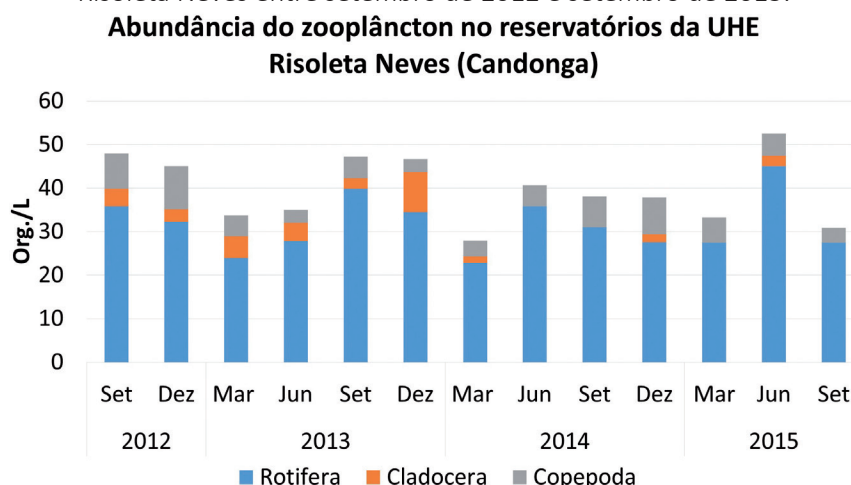
A riqueza de espécies variou de 9 a 15 táxons ao longo das campanhas (Figura 374). Considerando apenas o ponto no rio do Carmo, a riqueza de espécies foi de 24, sendo 20 rotíferos, 3 cladóceros e 1 copépode, variando de 2 a 9 táxons por campanha, além de protozoários (VISÃO AMBIENTAL, 2013, 2014, 2015). Conforme descrito anteriormente neste relatório, Silva (2013) também havia identificado uma pequena riqueza zooplânctônica, porém composta apenas de rotíferos (26) e protozoários.

Figura 374 – Riqueza do zooplâncton para o reservatório da UHE Risoleta Neves entre setembro de 2012 e setembro de 2015.



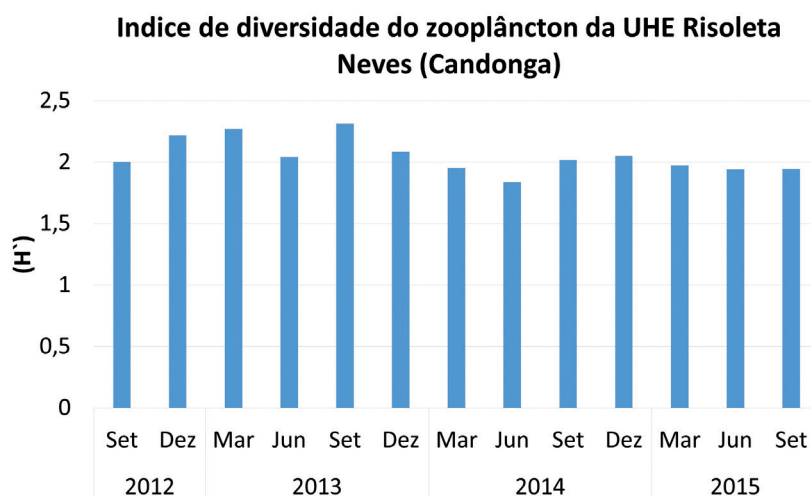
Já a densidade do zooplâncton, nos pontos analisados, foi classificada, pelos autores, como escassa a moderada durante todo o período considerado. As densidades totais para as campanhas variaram de aproximadamente 28 a 53 org./L (Figura 375). As maiores densidades foram encontradas no ponto de reservatório, e as menores nos pontos localizados em córregos. De modo geral, os valores para o zooplâncton acompanharam as flutuações no fitoplâncton. Houve predomínio do grupo Rotifera, especialmente do grupo Bdelloidea, e das espécies *Keratella americana*, *Keratella cochlearis*, *Polarthra vulgari* e do gênero *Trichocerca*. Para cladóceros, o predomínio foi de *Moina minuta*, e para os copépodes, predominaram as formas jovens (VISÃO AMBIENTAL, 2013, 2014, 2015).

Figura 375 – Densidade do zooplâncton para o reservatório da UHE Risoleta Neves entre setembro de 2012 e setembro de 2015.



Os índices de diversidade para esse reservatório contemplaram os grupos Rotifera, Cladocera, Copepoda, além de Protozoa. Os valores variaram de 1,84 a 2,31, com média de 2,05 (Figura 376).

Figura 376 – Índice de Diversidade do zooplâncton para o reservatório da UHE Risoleta Neves entre setembro de 2012 e setembro de 2015.



3.4.2.2 UHE Baguari

Para a UHE Baguari, o monitoramento ocorria em modo trimestral, nos meses de janeiro, abril, julho e outubro, englobando oito pontos, sendo o ponto P01 no rio Corrente Grande, e os demais no rio Doce. Nas análises, foram considerados apenas os pontos do rio Doce. Os dados considerados para este relatório são de julho de 2012 a outubro de 2015.

No total do período avaliado para este relatório, foram encontrados 80 táxons, sendo 62 de rotíferos, 12 de cladóceros e 6 de copépodes, além de protozoários (Tabela 116).

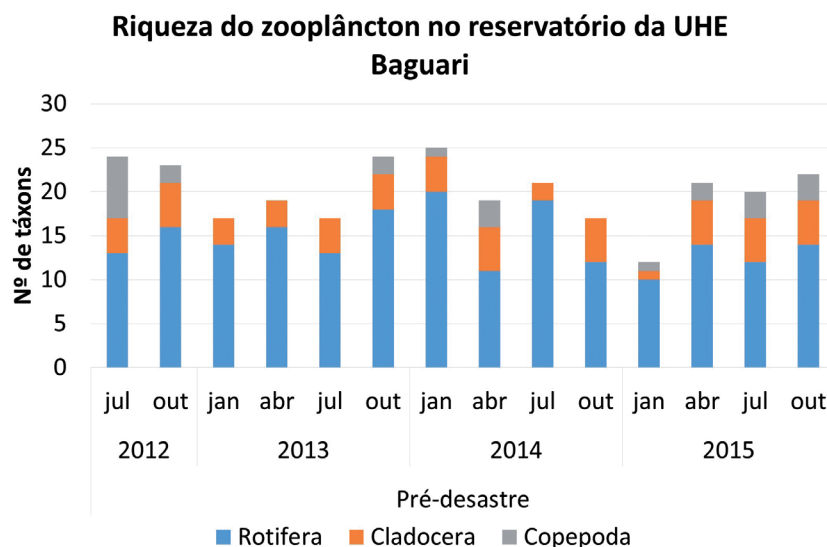
Tabela 116 – Lista de espécies de zooplâncton encontradas no reservatório da UHE Baguari entre julho de 2012 a outubro de 2015.

ROTIFERA		CLADOCERA
<i>Anuraeopsis navicula</i>	<i>Lecane curvicornis</i>	<i>Bosmina freyi</i>
<i>Anuraeopsis sp.</i>	<i>Lecane inermis</i>	<i>Bosmina sp.</i>
<i>Beaucampiella eudactylota</i>	<i>Lecane flexilis</i>	<i>Bosminopsis deitersi</i>
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Lecane furcata</i>	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>
<i>Brachionus dolabratus</i>	<i>Lecane hamata</i>	<i>Ceriodaphnia sp.</i>
<i>Brachionus falcatus</i>	<i>Lecane luna</i>	<i>Daphnia gessneri</i>
<i>Cephalodella catellina</i>	<i>Lecane lunaris</i>	<i>Diaphanosoma birgei</i>
<i>Cephalodella gibba</i>	<i>Lecane papuana</i>	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>
<i>Cephalodella forficula</i>	<i>Lecane pyriformis</i>	<i>Diaphanosoma sp.</i>
<i>Cephalodella sp.</i>	<i>Lecane sp.</i>	<i>Euryalona orientalis</i>
<i>Colurella uncinata</i>	<i>Lecane tenuiseta</i>	<i>Moina minuta</i>
<i>Conochilus coenobasis</i>	<i>Lepadella dactyliseta</i>	<i>Bdelloidea</i>
	<i>Lepadella patella</i>	

<i>Conochillus dossuarius</i>	<i>Lepadella triptera</i>	<i>Simocephallus vetulus</i>
<i>Conochillus unicornis</i>	<i>Mytilina sp.</i>	COPEPODA
<i>Dicranophorus sp.</i>	<i>Notommata sp.</i>	Calanoida
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	<i>Plationus patulus patulus</i>	<i>Notodiaptomus cearensis</i>
<i>Euchlanis dilatata</i>	<i>Platyas quadricornis brevispinus</i>	<i>Notodiaptomus iheringi</i>
<i>Euchlanis sp.</i>	<i>Polyarthra sp.</i>	<i>Notodiaptomus nordestinus</i>
<i>Filinia opoliensis</i>	<i>Proales sp.</i>	Cyclopoida
<i>Filinia terminalis</i>	<i>Ptygura melicerta</i>	<i>Thermocyclops decipiens</i>
<i>Filinia sp.</i>	<i>Scardium sp.</i>	Harpacticoida
<i>Hexarthra intermedia braziliensis</i>	<i>Synchaeta stylata</i>	N.l. g. sp.
<i>Keratella americana</i>	<i>Testudinella patina</i>	
<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Trichocerca pussila</i>	
<i>Keratella tecta</i>	<i>Trichocerca braziliensis</i>	
<i>Keratella tropica</i>	<i>Trichocerca pusilla</i>	
<i>Lecane arcula</i>	<i>Trichocerca similis</i>	
<i>Lecane bulla</i>	<i>Trichocerca sp.</i>	
<i>Lecane clara</i>	<i>Trichocerca tenuior</i>	
<i>Lecane closteroerca</i>	N.l. g. sp.	

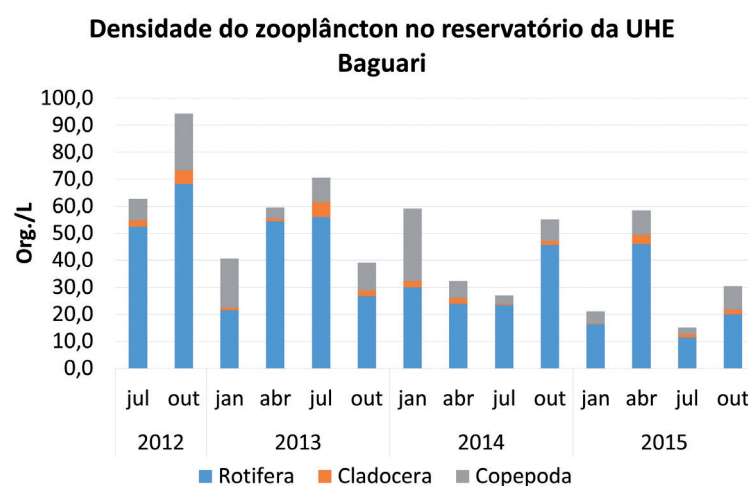
Os dados mostraram oscilação na riqueza de espécies ao longo do tempo, variando de 12 a 25 táxons entre as campanhas, com predomínio de rotíferos, seguido de cladóceros e copépodes (Figura 377).

Figura 377 – Riqueza do zooplâncton para o reservatório da UHE Baguari de julho de 2012 a outubro de 2015.



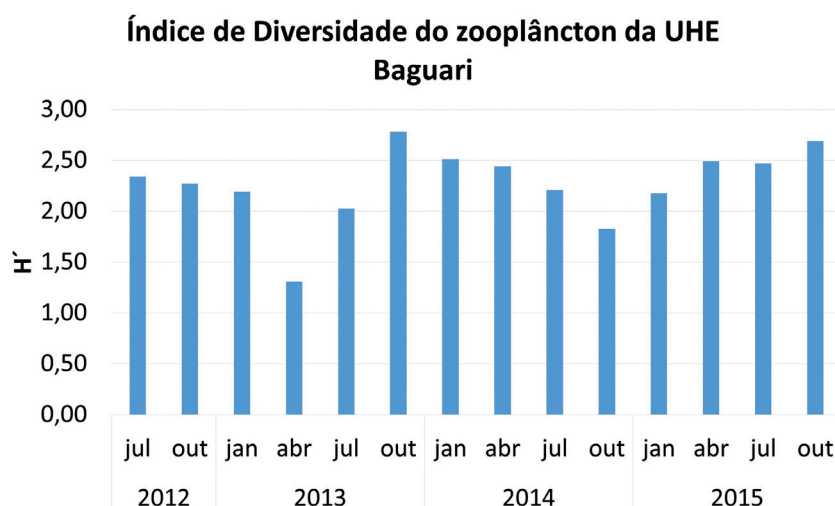
A abundância apresentou uma flutuação durante todo o período, possivelmente associada à sazonalidade. O valor da abundância variou de 13 a 71. Para a densidade, novamente houve o predomínio de rotíferos, porém os cladóceros apresentaram densidades inferiores aos copépodes, sendo estes últimos encontrados em grande quantidade nas formas jovens (náuplios e copepoditos) (Figura 378).

Figura 378 – Densidade do zooplâncton para o reservatório da UHE Baguari de julho de 2012 a outubro de 2015.



O Índice de Diversidade, anteriormente ao desastre para o período avaliado, considerando os grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda, variou de 1,30 a 2,78, com média de 2,27 (Figura 379).

Figura 379 – Índice de Diversidade do zooplâncton para o reservatório da UHE Baguari de julho de 2012 a outubro de 2015.



3.4.2.3 UHE Eliezer Batista (Aimorés)

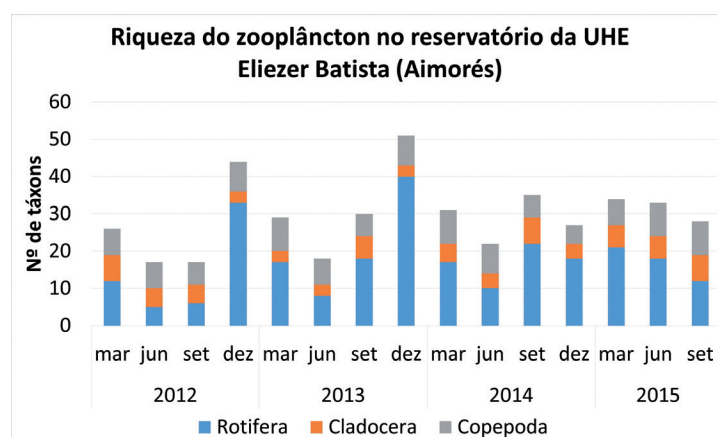
Para o reservatório da UHE Aimorés, o monitoramento do zooplâncton contou com sete pontos no rio Doce, com dados trimestrais nos meses de março, junho, setembro e dezembro. Para este relatório, foram considerados dados entre março de 2012 e setembro de 2015 (MICRA, 2013a, 2013b, 2016a, 2016b). Em todo o período avaliado, foram encontrados 122 táxons, sendo 100 rotíferos, 11 cladóceros e 11 copépodes, além de protozoários (Tabela 117).

Tabela 117 – Lista de espécies de zooplâncton encontradas no reservatório da UHE Eliezer Batista (Aimorés) entre março de 2012 e setembro de 2015.

ROTIFERA	<i>Lecane clara</i>	<i>Trichocerca cf. abilioi</i>
<i>Anuraeopsis coleata</i>	<i>Lecane closteroerca</i>	<i>Trichocerca pusilla</i>
<i>Anuraeopsis fissa</i>	<i>Lecane cornuta</i>	<i>Trichocerca sp.</i>
<i>Anuraeopsis navicula</i>	<i>Lecane crepida</i>	<i>Trichocerca tenuior</i>
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	<i>Lecane curvicornis</i>	<i>Trichotria tetractis</i>
<i>Asplanchna sieboldi</i>	<i>Lecane decipiens</i>	N.l. g. sp
<i>Asplanchna sp.</i>	<i>Lecane furcata</i>	Bdelloidea
<i>Beauchampiella eudactyla</i>	<i>Lecane hamata</i>	CLADOCERA
<i>Brachionus angularis</i>	<i>Lecane hornemanni</i>	<i>Bosmina freyi</i>
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Lecane leontina</i>	<i>Bosminopsis deitersi</i>
<i>Brachionus dimidiatus</i>	<i>Lecane lunaris</i>	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>
<i>Brachionus falcatus</i>	<i>Lecane lunna</i>	<i>Ceriodaphnia sp.</i>
<i>Brachionus quadridentatus</i>	<i>Lecane monostyla</i>	<i>Daphnia gessneri</i>
<i>Cephalodella gibba</i>	<i>Lecane obtusa</i>	<i>Diaphanosoma birgei</i>
<i>Cephalodella sp.</i>	<i>Lecane papuana</i>	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>
<i>Cephalodella sp 1</i>	<i>Lecane signifera</i>	<i>Iliocryptus spinulosum</i>
<i>Cephalodella sp 2</i>	<i>Lecane sp.</i>	<i>Moina minuta</i>
<i>Collotheca sp.</i>	<i>Lecane stenroosi</i>	<i>Streblocerus pigmaeus</i>
<i>Colurella obtusa</i>	<i>Lecane stichaea</i>	Chydoridae g. sp.
<i>Colurella sp.</i>	<i>Lepadella acuminata</i>	COPEPODA
<i>Colurella uncinata</i>	<i>Lepadella dactyliseta</i>	Cyclopoida
<i>Colurella uncinata bicuspidata</i>	<i>Lepadella patella</i>	<i>Ectocyclops sp.</i>
<i>Conochillus coenobasis</i>	<i>Lepadella rhomboides</i>	<i>Eucyclops sp.</i>
<i>Conochillus dossuarius</i>	<i>Lepadella sp.</i>	<i>Mesocyclops sp.</i>
<i>Conochillus unicornis</i>	<i>Monommata sp.</i>	<i>Thermocyclops decipiens</i>
<i>Cyphoderia ampulla</i>	<i>Mytilina bissulcata</i>	<i>Thermocyclops minutus</i>
<i>Epiphanes sp.</i>	<i>Mytilina sp.</i>	Calanoida
<i>Euchlanis dilatata</i>	<i>Mytilina ventralis</i>	<i>Notodiaptomus cf. cearensis</i>
<i>Euchlanis meneta</i>	<i>Notommata sp.</i>	<i>Notodiaptomus deitersi</i>
<i>Euchlanis sp.</i>	<i>Plationus patulus macrachanthus</i>	<i>Notodiaptomus iheringi</i>
<i>Euglypha laevis</i>	<i>Plationus patulus patulus</i>	<i>Notodiaptomus nordestinus</i>
<i>Filinia sp.</i>	<i>Platyas quadricornis brevispinus</i>	<i>Notodiaptomus sp.</i>
<i>Filinia terminalis</i>	<i>Ploesoma sp.</i>	Harpacticoida
<i>Hexarthra intermedia</i>	<i>Polyarthra sp.</i>	N.l. g. sp.
<i>Keratella americana</i>	<i>Ptygura sp.</i>	
<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Scaridium longicaudum</i>	
<i>Keratella lenzi</i>	<i>Sinantherina spinosa</i>	
<i>Keratella tecta</i>	<i>Synchaeta stylata</i>	
<i>Keratella tropica</i>	<i>Testudinella amphora</i>	
<i>Lecane acanthinula</i>	<i>Testudinella patina</i>	
<i>Lecane arcula</i>	<i>Trichocerca braziliensis</i>	

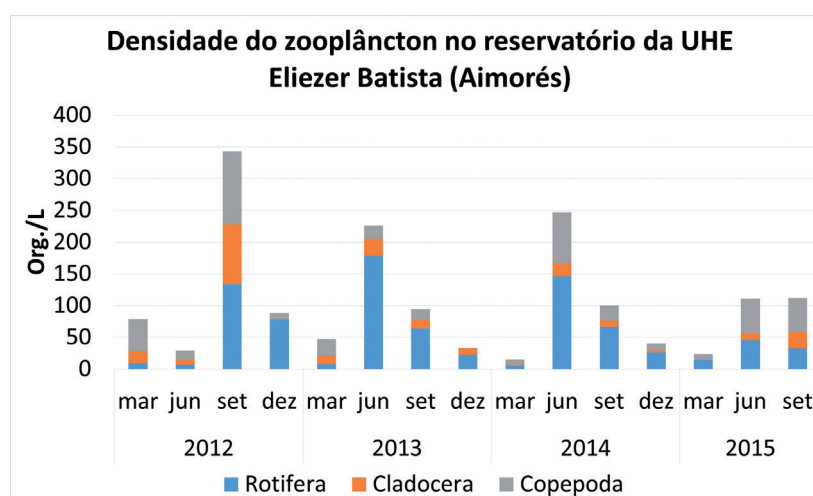
A riqueza de táxons variou de 17 a 51 durante todo o período avaliado, com predomínio de rotíferos, juntamente a protozoários (Figura 380).

Figura 380 – Riqueza do zooplâncton no reservatório da UHE Eliezer Batista entre março de 2012 e setembro de 2015.



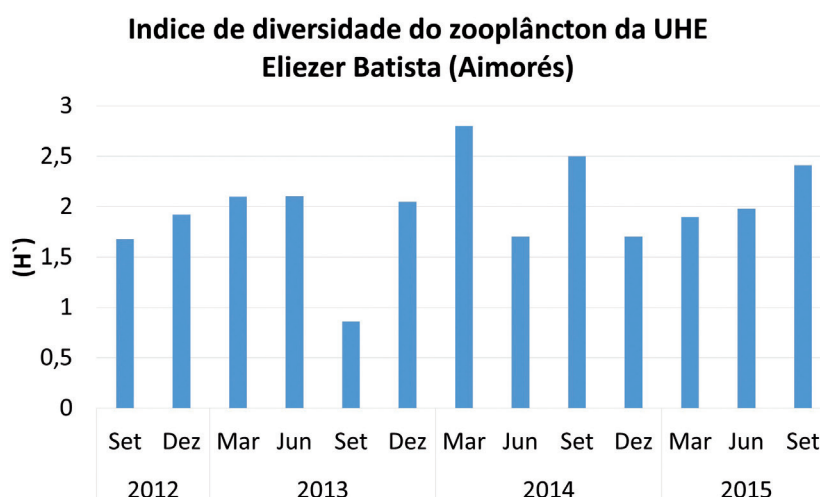
As densidades também foram dominadas pelos rotíferos, de maneira geral, sendo que, em alguns meses, Copepoda foi dominante, apresentando grande quantidade de formas jovens (MICRA, 2013a, 2013b, 2016a, 2016b). A abundância total variou fortemente entre as campanhas, com mínimo de 14 e máximo de 343 org./L, apresentando as maiores densidades na estação seca (Figura 381). A queda na densidade do zooplâncton na estação chuvosa é esperada para reservatórios com características eutróficas (SENDACZ; CALEFFI; SANTOS-SOARES, 2006; NETO et al., 2014).

Figura 381 – Densidade do zooplâncton no reservatório da UHE Eliezer Batista entre março de 2012 e setembro de 2015.



Os Índices de Diversidade para esse reservatório contemplaram os grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda, além de Protozoa e outros grupos ocasionais (como Annelida, Ostracoda, Nematoda, Insecta). O Índice de Diversidade durante todo o período avaliado variou de 0,86 a 2,8, com média de 1,99 (Figura 382). Os autores consideram os valores de diversidade um indicativo de ambiente moderadamente estressado, com menor dominância de organismos específicos e maior uniformidade na composição da comunidade (MICRA, 2013a; MICRA, 2013b; MICRA, 2016a; MICRA, 2016b).

Figura 382 – Índice de Diversidade do zooplâncton no reservatório da UHE Eliezer Batista entre março de 2012 e setembro de 2015.



3.5 ICTIOFAUNA

Considerando os diferentes ambientes aquáticos atingidos pelo rejeito de mineração oriundo do rompimento da barragem do Fundão no dia 5 de novembro de 2015, de acordo com a Mineradora Samarco, 85% dos 35 milhões de m³ do rejeito de mineração ficou retido na porção mais a montante da bacia hidrográfica do rio Doce, em Minas Gerais. Grande parte dos materiais carregados ficou acumulada no reservatório da hidrelétrica de Candonga (UHE Risoleta Neves) e no trecho a jusante até UHE Baguari, sendo que, em 21 de novembro, a lama de rejeito alcançou a foz do rio Doce, no Espírito Santo, alcançando a região marinha adjacente. Entre as diferentes ictiocenoses (comunidades) consideradas e a amplitude da área de extensão deste estudo, foram inventariados para este tópico os trechos do rio Doce compreendidos pelos barramentos de Candonga, Baguari, Aimorés e Mascarenhas.

As modificações produzidas pelos represamentos dos rios, como a mudança de um ambiente lótico para outro lêntico ou semilêntico, resultam primariamente no desaparecimento de espécies estritamente fluviais e secundariamente num rearranjo geral das espécies remanescentes (LOWE-McCONNEL, 1975). O reservatório recém-formado é colonizado pela ictiofauna preexistente, mas como nem todas as espécies são capazes de suportar o novo ambiente, essa ictiofauna é bem menos diversificada que a de seu rio formador (AGOSTINHO; GOMES, 1997). O processo de colonização de um reservatório pode ser considerado como uma reestruturação da ictiofauna previamente existente no curso d'água (AGOSTINHO et al., 1999).

As populações de peixes submetidas às mudanças de um ambiente fluvial para uma condição lêntica sofrem primariamente profundas alterações na composição específica e na estrutura das comunidades, sendo que as espécies mais atingidas são as reofílicas, ou seja, espécies que preferem ambientes fluviais, que aparentemente apresentam menores condições para permanecer em uma área represada, e as migradoras, que são aquelas que realizam deslocamento pelo rio principal, normalmente com desova total, migrando sazonalmente em cardumes a montante durante o período de primavera/verão (AGOSTINHO; JÚLIO JR.; BORGHETTI, 1992). Os novos ambientes formados pelos

reservatórios estabelecem também mudanças nos padrões espaciais e temporais das comunidades de peixes, que anteriormente eram estabelecidos por ciclos sazonais (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996) e pela associação entre fatores bióticos e abióticos (LOWE-McCONNELL, 1987; PERES NETO; BIZERRIL; IGLESIAS, 1995).

A construção de um reservatório acarreta mudanças na dinâmica da água, afetando direta ou indiretamente os atributos físicos, químicos e biológicos da região atingida, levando muitas vezes à formação de um novo ecossistema (PETRERE JR., 1996; AGOSTINHO; GOMES, 1997). Entre os impactos produzidos pelos barramentos, a alteração na composição e estrutura da ictiofauna é um dos mais importantes, pois reduz os locais de desova e de berçários para o desenvolvimento de formas jovens, comprometendo, muitas vezes, a manutenção de espécies no ambiente e/ou modificando a estrutura da comunidade original (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Além disso, as populações de peixes de reservatórios podem estar sujeitas às alterações decorrentes do uso ou dos impactos sofridos por esses corpos d'água, como alterações hidrológicas, poluição, variações na densidade de macrófitas aquáticas, introdução de espécies e eutrofização (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Mesmo que essas modificações sejam de pequena duração e intensidade, elas podem provocar efeitos imprevisíveis sobre os parâmetros ambientais e fisiológicos que agem sobre as comunidades de peixes.

3.5.1 METODOLOGIA

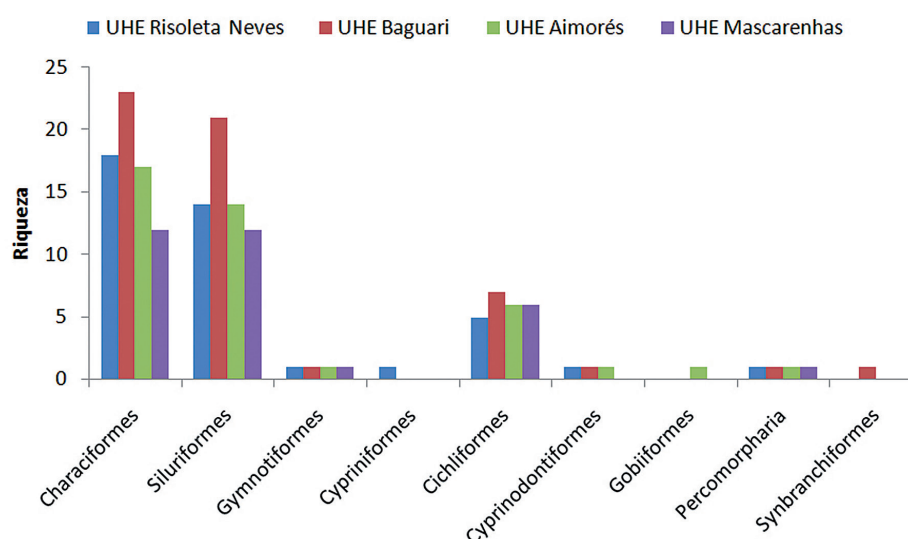
Os estudos avaliados neste compilado de informações são referentes aos levantamentos que foram realizados para os Estudos de Impacto Ambiental (EIA) e Relatórios de Impacto Ambiental (RIMA) dos empreendimentos, além dos programas de monitoramento em execução pelas concessionárias de energia.

3.5.2 RESULTADOS

Os levantamentos realizados nos reservatórios resultaram o registro de 71 táxons, distribuídos em 10 ordens e 22 famílias (Tabela 118), sendo as ordens Characiformes (42,2%; 30 espécies), Siluriformes (35,2%; 25 espécies) e Cichliformes (11,3%; 8 espécies) as mais representativas (Figura 383). Considerando as famílias, as maiores riquezas foram registradas para Characidae (15,5%; 11 espécies), Loricariidae (15,5%; 11 espécies) e Cichlidae (11,3%; 8 espécies).

A riqueza de táxons levantada para o conjunto dos reservatórios da bacia do rio Doce, considerando todo o conjunto de espécies registradas, representa 65,7% das 108 espécies de peixes registradas na bacia, com as maiores riquezas registradas para Characiformes, Siluriformes e Cichliformes (Figura 384).

Figura 383 – Frequência absoluta de táxons levantados para as UHEs de Risoleta Neves (Candonga), Baguari, Aimorés e Mascarenhas, distribuídos de acordo com as ordens.



A ictiofauna amostrada pode ser dividida basicamente em três categorias de espécies, em função da sua distribuição original: (i) espécies endêmicas, ou seja, aquelas exclusivas da bacia do rio Doce, (ii) espécies nativas não endêmicas, que são aquelas de ocorrência natural em outras bacias hidrográficas, e (iii) espécies introduzidas, que ocorrem nesse ambiente em função da introdução acidental (aquicultura) ou intencional (“peixamento” de represas). Entre 73-78% das espécies registradas nos reservatórios do rio Doce são nativas e as espécies introduzidas (exóticas) representam entre 21,8% (UHE Mascarenhas) e 26,8% (UHE Risoleta Neves) da comunidade (**Figura 385**). Essa participação demonstra a importância dos processos locais e regionais na determinação da composição e estrutura das ictiocenoses nesses ambientes aquáticos.

A composição da ictiofauna de cada reservatório sofreu alterações na estrutura e abundância ao longo do tempo, incluindo a redução ou mesmo o desaparecimento local de espécies reofílicas e migradoras, além da profusão e dominância daquelas conhecidas como oportunistas. Os resultados dos monitoramentos indicam que, de modo geral, para todos os reservatórios estudados, aconteceu uma perda ou diminuição da importância e abundância de espécies típicas de ambiente de água corrente e o aumento da importância de espécies sedentárias e introduzidas.

Figura 384 – Frequência absoluta de táxons levantados para as UHEs de Risoleta Neves (Candonga), Baguari, Aimorés e Mascarenhas, distribuídos de acordo com as ordens.

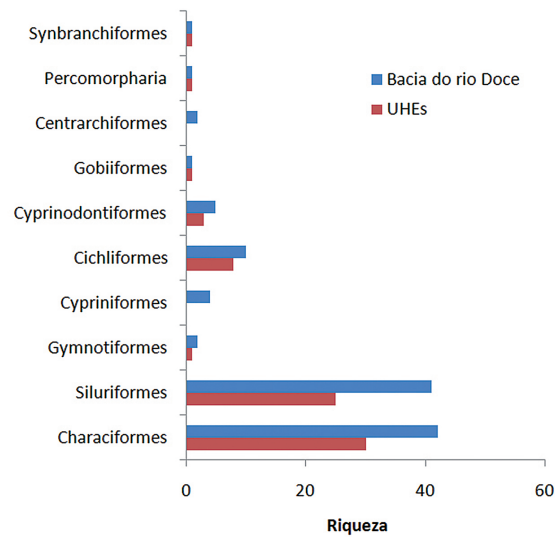


Figura 385 – Frequência absoluta de táxons endêmicos, nativos e introduzidos (exóticos) levantados para as UHEs de Risoleta Neves (Candonga), Baguari, Aimorés e Mascarenhas.

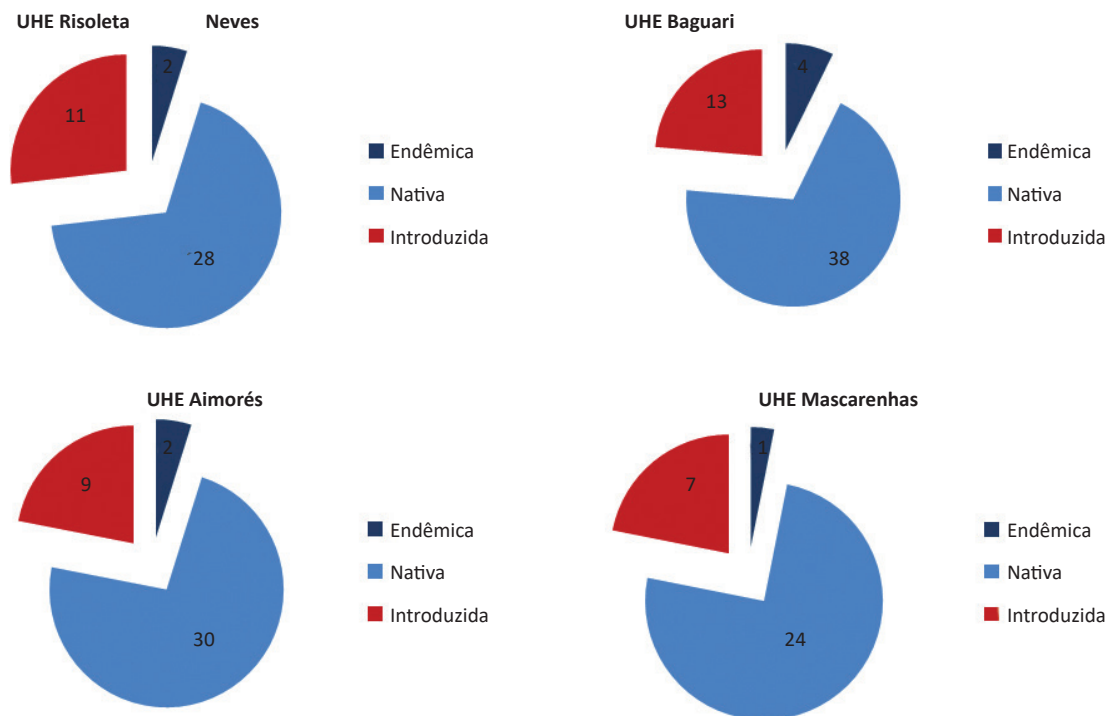


Tabela 118 – Lista da composição geral da ictiofauna registrada nas UHEs da bacia hidrográfica do rio Doce por meio de levantamento de dados secundários.

Ordem	Família	Táxon	Distribuição	UHE Risoleta Neves	UHE Baguari	UHE Aimorés	UHE Mascarenhas
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Introduzida	X			
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax gilbert</i>	Nativa		X	X	X
Characiformes	Anostomidae	<i>Megaleporinus conirostris</i>	Nativa	X	X	X	X
Characiformes	Anostomidae	<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	Nativa	X			
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus copelandii</i>	Nativa	X	X	X	X
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus steindachneri</i>	Nativa	X			
Characiformes	Anostomidae	<i>Hypomasticus mormyrops</i>	Nativa		X		
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus costatus</i>	Nativa	X	X	X	X
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus vimboides</i>	Nativa	X	X	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax aff. bimaculatus</i>	Nativa	X	X	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	Nativa	X	X		
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax taeniatus</i>	Nativa	X		X	
Characiformes	Characidae	<i>Knodus moenkhausii</i>	Nativa	X	X	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Deuterodon pedri</i>	Endêmica		X		
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax</i> sp.	Nativa	X	X		
Characiformes	Characidae	<i>Hyphessobrycon cf. reticulatus</i>	Nativa	X	X	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia doceana</i>	Nativa		X		
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Nativa		X		
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus argenteus</i>	Nativa	X		X	
Characiformes	Characidae	<i>Serrapinnus cf. heterodon</i>	Nativa	X			
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon amazonicus</i>	Introduzida		X		
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon dulcis</i>	Endêmica		X		
Characiformes	Bryconidae	<i>Salminus brasiliensis</i>	Introduzida	X	X	X	X
Characiformes	Serrasalimidae	<i>Metynnis maculatus</i>	Nativa		X	X	
Characiformes	Serrasalimidae	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Introduzida	X			

Ordem	Família	Táxon	Distribuição	UHE Risoleta Neves	UHE Baguari	UHE Aimorés	UHE Mascarenhas
Characiformes	Serrasalimidae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Introduzida		X	X	X
Characiformes	Serrasalimidae	<i>Pygocentrus piraya</i>	Introduzida			X	
Characiformes	Serrasalimidae	<i>Colossoma macropomum</i>	Introduzida		X		
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium</i> sp.	Endêmica	X	X		
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Nativa	X	X	X	X
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias intermedius</i>	Nativa	X	X	X	X
Siluriformes	Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i>	Introduzida	X	X	X	X
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Glanidium botocudo</i>	Nativa	X	X	X	X
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	Nativa	X	X		X
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Nativa		X	X	X
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	Nativa	X	X		
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Corydoras aeneus</i>	Nativa	X			
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Corydoras</i> sp.	Nativa		X		X
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>	Introduzida	X	X		
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus affinis</i>	Nativa	X	X	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus luetkeni</i>	Nativa	X			
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus auroguttatus</i>	Nativa	X	X		
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricariichthys castaneus</i>	Nativa	X	X	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Neoplecostomus doceensis</i>	Nativa			X	
Siluriformes	Loricariidae	<i>Pareiorhaphis</i> sp.	Nativa		X	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Delturus carinatus</i>	Endêmica	X	X	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Harttia loricariformis</i>	Nativa		X	X	
Siluriformes	Loricariidae	<i>Euryochus thysanus</i>	Nativa		X		
Siluriformes	Loricariidae	<i>Pogonopoma wertheimeri</i>	Introduzida		X		
Siluriformes	Loricariidae	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Introduzida		X		
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.	Nativa	X	X	X	X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Rhamdia quelen</i>	Nativa	X	X	X	X

Ordem	Família	Táxon	Distribuição	UHE Risoleta Neves	UHE Baguari	UHE Aimorés	UHE Mascarenhas
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Lophiosilurus alexandri</i>	Introduzida	X	X		
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>	Nativa		X	X	X
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pseudoplatystoma</i> sp.	Introduzida			X	
Siluriformes	Trichomycteridae	<i>Trichomycterus</i> sp.	Nativa		X	X	
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus</i> aff. <i>marmoratus</i>	Nativa		X		
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i>	Nativa	X	X	X	X
Cichliformes	Cichlidae	<i>Australoheros ipatinguensis</i>	Nativa		X		
Cichliformes	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Nativa	X	X	X	X
Cichliformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>	Introduzida		X	X	X
Cichliformes	Cichlidae	<i>Crenicichla lacustris</i>	Nativa		X	X	X
Cichliformes	Cichlidae	<i>Parachromis managuensis</i>	Introduzida	X			
Cichliformes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	Introduzida	X	X	X	X
Cichliformes	Cichlidae	<i>Coptodon rendalli</i>	Introduzida	X	X	X	X
Cichliformes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	Introduzida	X	X	X	X
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i>	Nativa			X	
Percomorpharia	Sciaenidae	<i>Pachyurus adspersus</i>	Nativa	X	X	X	X
Gobiiformes	Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i>	Nativa			X	
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Phalloceros elachistos</i>	Endêmica		X		
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	Introduzida	X			

3.6 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE

As hidrelétricas do rio Doce apresentam curtos tempo de residências. Além disso, as taxas de assoreamento foram da mesma ordem de grandeza, excetuando-se a UHE Aimorés, que possui uma taxa de assoreamento muito superior do que as outras UHE, muito provavelmente pelo fato de ser o reservatório com maior área.

Tabela 119 – Resumo da taxa média de assoreamentos identificados para cada reservatório das UHEs.

	UHE Risoleta Neves	UHE Baguari	UHE Aimorés	UHE Mascarenhas
Taxa de assoreamento (hm ³ /ano)	0,73	0,27*	4,9	0,75
Área Superficial (km ²)	3.6	16	36.6	5.3

Nota: *Informação modelada e não validada.

Quanto à qualidade das águas, ao se analisar os dados e os relatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, de modo geral, desacordos mais frequentes foram aqueles relacionados às variáveis cor verdadeira, fósforo total, coliformes termotolerantes, ferro dissolvido e manganês total.

De forma geral, características mais degradadas de qualidade de água foram registradas, nos quatro reservatórios, nos anos de 2011 a 2013, com alterações especialmente nos meses de característica chuvosa, como nos ambientes fluviais.

A comunidade fitoplanctônica presente nos quatro reservatórios avaliados no rio Doce apresentou baixa diversidade de espécies e, em sua maioria, maior abundância de organismos em períodos de estiagem.

Quanto ao zooplâncton, os rotíferos foram predominantes nos reservatórios estudados. Esses organismos ocorrem em quase todos os *habitats* de água doce (SEGRS, 2008), e sua prevalência é comum em ambientes tropicais e subtropicais, e em reservatórios da região Sudeste do país, especialmente em ambientes eutróficos (NEVES et al., 2003; PEDROZO; ROCHA, 2005; SENDACZ; CALEFFI; SANTOS-SOARES, 2006). A riqueza total de espécies variou fortemente entre os reservatórios. O reservatório de Candonga obteve uma baixa riqueza, com apenas 31 táxons registrados. Para Baguari, houve registro de 80 e Aimorés, 121 táxons. Segundo a classificação de CETESB (2006), a abundância pode ser considerada de “muito baixa” a “baixa”, tanto para Candonga (28 a 53) quanto para Baguari (variando de 13 a 71), e de “muito baixa” a “moderada” para Aimorés (variando de 14 a 343). O baixo tempo de residência nos reservatórios estudados pode ter influência na composição zooplanctônica e sua abundância, uma vez que, em ecossistemas com características mais lóxicas, há predomínio de organismos de tamanho reduzido, como os rotíferos e formas jovens de copépodes, e nesses ambientes é mais difícil o estabelecimento de populações, predominando espécies litorâneas (WINNER, 1975; PAGGI; JOSÉ DE PAGGI, 1990; CETESB, 2006). Os índices de diversidade variaram ao longo do período avaliado, porém, na média, estiveram próximos em todos os reservatórios: Candonga (2,05); Baguari (2,27); Aimorés (1,99). O Índice de Diversidade de Shannon é útil em comparar a diversidade entre duas (ou mais) comunidades (MELO, 2008) e poderá servir, junto aos demais dados levantados

neste relatório, de base para o diagnóstico dos danos do desastre sobre a comunidade zooplancônica nesses ambientes.

O conhecimento do papel da ictiofauna nos ambientes aquáticos modificados, em função da formação de reservatórios, foi objeto de estudo dos programas de monitoramento das UHEs Risoleta Neves (UHE Candonga), Baguari, Aimorés e Mascarenhas. Como os peixes possuem grande relevância ecológica em ecossistemas aquáticos, sendo amplamente reconhecidos como espécies-chave (“engenheiros ecológicos”) ou controladores do ambiente (PAINE, 1969; PAINE, 1980; JONES; LAWTON; SHACHAK, 1994), e como em ambientes aquáticos tropicais esses organismos são elementos fundamentais e controladores de teias tróficas, com uma grande variedade em relação aos aspectos comportamentais e níveis tróficos (WOOTTON, 1990; WINEMILLER; JEPSEN, 1998), esses estudos são uma contribuição significativa à ecologia e manejo desses reservatórios.

De acordo com os dados levantados, a comunidade dos reservatórios foi formada e vinha sendo mantida, principalmente, por espécies com plasticidade suficiente para se adaptar às novas condições ambientais, sendo que a permanência em cada reservatório esteve relacionada com vários fatores, como a qualidade da água, a disponibilidade de alimento e de condições ótimas para a reprodução. O processo de colonização de um reservatório pode ser considerado como uma reestruturação da ictiofauna previamente existente no curso d’água (AGOSTINHO et al., 1999).

Os estudos realizados nesses reservatórios indicam que a comunidade de peixes apresenta dominância de poucas espécies, na sua maior parte oportunistas/generalistas. A ictiofauna registrada pode ser dividida em três categorias de espécies, em função da sua distribuição original: espécies endêmicas, ou seja, aquelas exclusivas da bacia do rio Doce; espécies nativas não endêmicas, que são aquelas de ocorrência em outras bacias hidrográficas; e espécies introduzidas, que ocorrem nesse ambiente em função da introdução acidental (aquicultura) ou intencional (“peixamento” de represas).

Considerando os hábitos alimentares, são predominantes em número e biomassa as espécies onívoras e ictiófagas. A onivoria, uma estratégia tipicamente oportunista, tem se mostrado importante no sucesso de colonização de ambientes alterados. Tal estratégia permite que populações maximizem a aquisição de energia de acordo com a oferta e qualidade do alimento, independentemente da magnitude das flutuações decorrentes das operações das barragens (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001). Tais espécies são, normalmente, de pequeno e médio portes, com maior abundância em número do que na biomassa total. Com relação aos ictiófagos, o predomínio desse hábito alimentar é um padrão recorrente em reservatórios brasileiros (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Com relação à reprodução, os resultados observados indicam que a estação reprodutiva das espécies mais frequentes e abundantes compreende os meses de primavera e verão. O período de atividade reprodutiva é coincidente com o observado para outras espécies na região Neotropical (VAZZOLER; MENEZES, 1992; VAZZOLER, 1996).

4 AMBIENTES LACUSTRES

O sistema de lagos do vale do rio Doce é considerado o terceiro maior do Brasil (TUNDISI et al., 1981). De acordo com Meis e Tundisi (1997), esses lagos apresentam variados estágios de evolução e foram formados a partir de complexos processos geológicos que modificaram o curso do rio Doce e seus tributários, isolando pequenos trechos, os quais deram origem às lagoas atuais. Grande parte das lagoas tem regime perene e a variação do nível da água está relacionada, principalmente, com o regime pluviométrico.

Na região do médio rio Doce está localizado um dos maiores complexos lacustres, onde está situado o PERD, que contempla cerca de um terço dos corpos d'água da região (TUNDISI; SAIJO, 1997). Salienta-se que, na extensão do PERD, o terraço da margem esquerda do rio Doce é maior que 10 metros (dados do SRTM), o que impede que as águas do rio Doce atinjam as lagoas.

As variações de níveis da água do rio Doce na região do PERD são tipicamente menores do que 10 metros. De acordo com os dados da estação mais próxima do PERD (Cachoeira dos Óculos, código ANA 56539000), a variação máxima de nível foi de 1,4 metro durante o desastre, isto é, entre 05/11/2015 e 30/11/2015. Além disso, a maior variação e nível em toda a série histórica foi de 8 metros (fevereiro de 1979).

Portanto, devido a essas evidências conclui-se que as lagoas marginais do PERD não foram diretamente danificadas e, portanto, não foram consideradas na caracterização do ambiente lacustre.

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

A princípio, no estado do Espírito Santo, a onda de lama de rejeitos ficou confinada na calha do rio Doce, não atingindo a planície em seu entorno. Entretanto, o IEMA verificou que algumas das lagoas receberam as águas do rio Doce, ainda com características possivelmente alteradas, na cheia de janeiro de 2016.

De acordo com a Nota Técnica IEMA GCA/CAIA nº 049/2016, devido à cheia ocorrida no rio Doce entre os dias 21 e 25 de janeiro de 2016, na região de Linhares/ES, as águas do referido corpo hídrico extravasaram e atingiram algumas lagoas no município, entre elas a lagoa Nova.

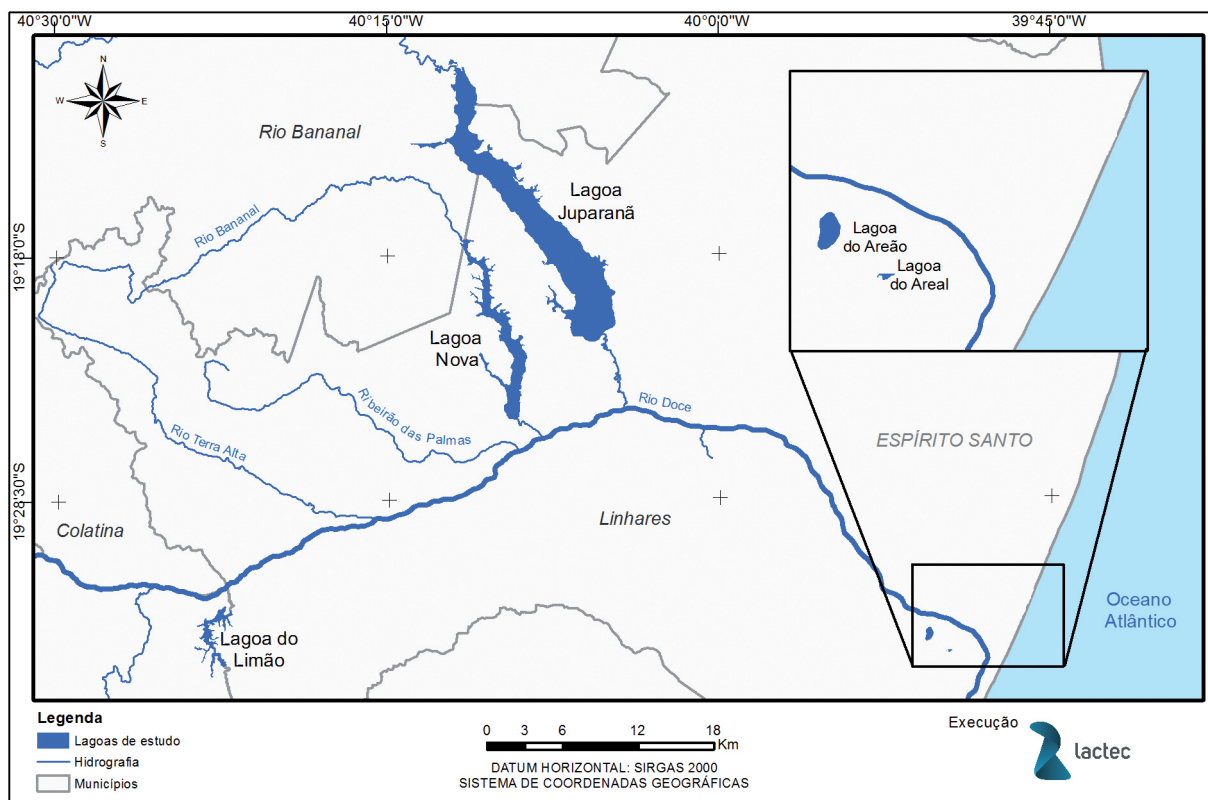
Ainda na NT, é reportado que em 31 de março de 2016 os técnicos do IEMA identificaram outra lagoa contaminada, e com grande quantidade de sólidos ainda em suspensão, fato que alterou a cor verdadeira da lagoa e a deixou alaranjada, sendo a lagoa conhecida como Pandolfi (ou Areão).

No dia 6 de maio de 2016, a equipe técnica vistoriou a lagoa do Areal que passou a apresentar características semelhantes à lagoa Areão, como a coloração alaranjada e água turva. Os moradores locais informaram aos técnicos do IEMA que a lagoa do Areal também havia recebido as águas do rio Doce na cheia de janeiro de 2016.

Na Nota Técnica IEMA GTECAD/ÁGUAS INTERIORES nº 06/2018, de 16 de maio de 2018, é citado que as lagoas Juparanã e do Limão, em Linhares, também sofreram impactos indiretos concernentes ao desastre ambiental, porém não são apresentados mais detalhes.

Desse modo, as lagoas do Limão, Nova, Juparanã, Pandolfi (ou Areão) e do Areal foram incorporadas ao diagnóstico socioambiental relativo ao desastre de Mariana (Figura 386).

Figura 386 – Localização das lagoas de água doce estudadas, localizadas na bacia do rio Doce.



Com relação à lagoa do Limão, esta relaciona-se às regiões turísticas do Espírito Santo, em Colatina, de acordo com o Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do rio Doce (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010). De acordo com Folha Nova Vitória (2015), a lagoa fica a poucos quilômetros do centro da cidade, sendo acessada por estrada não asfaltada. Ainda de acordo com a mesma fonte, o entorno é composto por matas e agricultura, sendo a lagoa utilizada para a pesca recreativa, além do lazer.

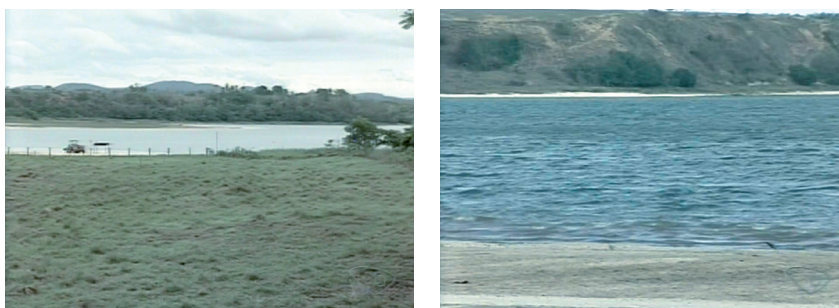
Quando da chegada da lama de rejeitos ao rio Doce, parte dos peixes resgatados do rio foi transferida para a lagoa do Limão, no sentido de preservar a comunidade ictiológica e a biodiversidade do rio Doce (AVELINO, 2015).

Figura 387 – Vista geral da lagoa do Limão.

Fonte: Folha Nova Vitória (2015).

A lagoa Nova é caracterizada por sua grande contribuição para a comunidade que habita seu entorno, além de ter papel fundamental na bacia hidrográfica. As principais utilizações da lagoa estão relacionadas a atividades agrícolas, pastagem, pesca e recreação. A lagoa Nova localiza-se nos municípios de Linhares e Rio Bananal no estado do Espírito Santo, possui uma área de 15,5 km² e profundidade máxima de 33,9 m (BARROSO et al., 2011). De acordo com Gonçalves (2015), esse ambiente lacustre segue o padrão quente, considerando que a região possui verões aquecidos e úmidos e invernos relativamente frios e secos, e, por esse motivo, o lago apresenta estratificação no verão e circulação no inverno. Ainda segundo o autor, a ação do vento na coluna de água chega a atingir 7 m e o tempo de detenção teórico do lago é em torno de 13,4 anos.

De acordo com G1 Espírito Santo (2016), a lagoa Nova é utilizada por produtores rurais para o lazer e turismo. Ainda segundo a reportagem, a lagoa Nova contava, antes da passagem da lama, com uma barragem, construída por produtores rurais da região, que visava à preservação da água em período de estiagem. Com a passagem da lama e mistura da água da lagoa com as águas do rio Doce, em período de cheia, um novo barramento foi construído também a montante desta. A lagoa Nova conta com um ponto de captação para o município de Linhares, construído após o rompimento da barragem de Fundão (Figura 388).

Figura 388 – Vistas da lagoa Nova.

Fonte: G1 Espírito Santo (2016).

A lagoa Juparanã é a maior lagoa em extensão do Brasil, além de ser considerada a segunda maior em área e volume de água doce do país (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; SARMENTO-SOARES; MARTINS-PINHEIRO, 2012). De acordo com Gonçalves (2005), o ambiente lacustre possui área de, aproximadamente, 65 km², perímetro de 103 km, 26 km de extensão e 4 km de largura, profundidade média de 13 m e máxima de 20 m e localiza-se entre os municípios de Linhares, Sooretama e Rio Bananal no estado do Espírito Santo. Às margens da lagoa podem ser encontradas áreas de brejo e campos de pecuária extensiva, além de extensas áreas agrícolas de frutíferas (GONÇALVES, 2005).

Seus principais tributários são os rios São José e São Rafael. A lagoa, por sua vez, funciona como um afluente do rio Doce na maior parte do tempo, conectando-se a este através do rio Pequeno.

As lagoas Areão e Areal localizam-se na porção final do rio Doce, em sua margem direita, já próximo à sua foz. A lagoa Areão situa-se em propriedade particular e a lagoa Areal próximo a uma discreta vila de moradores. Por se tratarem de ambientes de proporções bem menos significativas em relação às demais, não se encontraram mais informações que pudessem auxiliar em sua caracterização.

4.1 QUALIDADE DA ÁGUA

Neste item, serão apresentadas algumas informações e, quando disponíveis, dados de qualidade de água de lagoas na região do baixo rio Doce, que foram possivelmente afetadas com o desenrolar do desastre: lagoa do Limão, lagoa Nova, lagoa Juparanã, lagoa Areão e lagoa Areal.

4.1.1 METODOLOGIA

Para caracterização da qualidade das águas das lagoas em estudo, foram utilizados dados de literatura, como trabalhos acadêmicos e artigos científicos. Para a lagoa Nova, podem ser citados os trabalhos de Bozelli et al. (1992), em estudo sobre as lagoas do baixo rio Doce, no Espírito Santo, descrevendo variáveis abióticas e clorofila-a, e de Gonçalves (2015), que estudou a ecologia e a gestão de recursos hídricos da lagoa Nova, em Linhares, no Espírito Santo.

Sobre a lagoa Japarunã, foram encontrados os seguintes estudos: Bozelli et al. (1992), já citado anteriormente, e Martins (2013), que realizou avaliação ambiental integrada da lagoa Japarunã, visando ao manejo lacustre.

Sobre as lagoas do Limão, Areão e Areal, não foram encontrados dados de linha-base para serem avaliados.

4.1.2 RESULTADOS

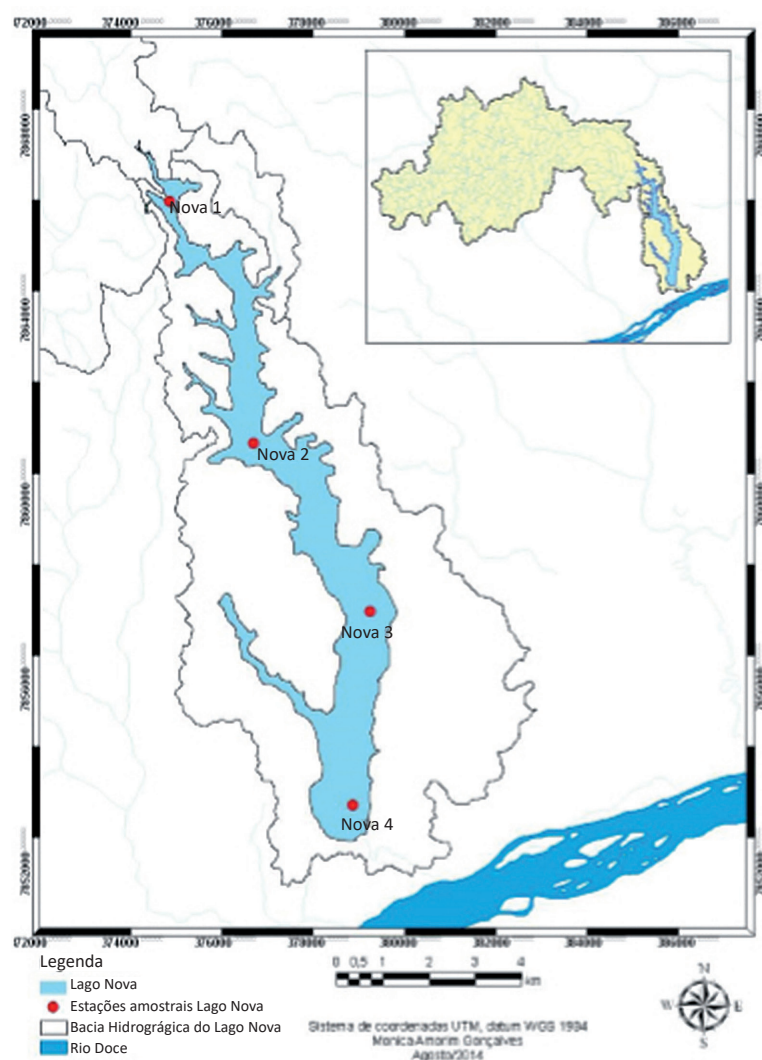
4.1.2.1 Lagoa Nova

Os dados apresentados na Tabela 120 e na Tabela 121 referem-se ao estudo de Gonçalves (2015). Foram efetuadas amostragens em períodos secos e frios – inverno (julho/2011, julho/2012, julho/2013, agosto/2013 e setembro/2013) e períodos quentes e úmidos – verão (dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro/2012 e março/2013), em quatro estações de amostragem ao longo da lagoa Nova, representadas pelos símbolos vermelhos na Figura 389, no entanto as coordenadas não foram fornecidas precisamente.

Considerando-se os limites para águas doces de Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, destacaram-se em vermelho dados que se apresentaram não conformes com os valores mínimos ou máximos dispostos na referida Resolução, levando-se em conta que a lagoa Nova é um ambiente lântico.

Ressalta-se que, na Resolução CONAMA nº 357/2005, não há valores de referência para a transparência, a temperatura, a condutividade, o fósforo solúvel reativo e o nitrogênio total.

Figura 389 – Pontos de amostragem na lagoa Nova.



Fonte: Gonçalves (2015).

Tabela 120 – Dados de qualidade da água da lagoa Nova (2012-2013).

Período	Transparência (m)	Turbidez (UNT)	Temperatura (°C)	Condutividade (µS/cm)	OD (mg/L)	pH
Inverno - Valor mínimo	1,8	0,0	21,2	80	4,1	5,3
Inverno - Valor médio	3,5	2,2	22,7	86,6	10	7,1
Inverno - Valor máximo	4,8	17,2	25,9	92	18,9	8,7
Verão - Valor mínimo	1,2	0,0	22,4	77	0,3	4
Verão - Valor médio	3,1	4,7	26,6	87,1	4,6	7
Verão - Valor máximo	4,8	18,7	30,9	104	10	9,8

Nota: Os valores destacados em vermelho indicam não conformidades com a Resolução CONAMA nº 357/2005.

Fonte: Gonçalves (2015).

Tabela 121 – Continuação dos dados de qualidade da água da lagoa Nova (2012-2013).

Período	Fósforo Total (mg/L)	Fósforo solúvel reativo (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Amônia (mg/L)
Inverno - Valor mínimo	0,0088	0,0002	0,0013	0,047	0	0
Inverno - Valor médio	0,0168	0,0058	0,0802	0,1276	0,0002	0,0038
Inverno - Valor máximo	0,0598	0,0324	0,263	0,263	0,0014	0,0269
Verão - Valor mínimo	0,0037	0	0,0014	0,072	0	0
Verão - Valor médio	0,0297	0,0108	0,6004	0,2277	0,0003	0,0033
Verão - Valor máximo	0,3897	0,0679	6,62	0,684	0,0023	0,0188

Nota: Os valores destacados em vermelho indicam não conformidades com a Resolução CONAMA nº 357/2005.

Fonte: Gonçalves (2015).

De acordo com a análise realizada por Gonçalves (2015), as baixas concentrações de nutrientes, como nitrito, amônio, nitrato e fósforo, podem estar ligadas ao fato das cianobactérias, presentes na lagoa, possuírem um alto poder de assimilação. Segundo estudos, a fonte desses compostos está ligada à grande quantidade de atividades agrícolas próximo aos corpos hídricos afluentes desse ambiente lacustre. Além disso, os dados de oxigênio dissolvido foram coletados ao longo do perfil da lagoa nos quatro pontos de amostragem, ou seja, os dados que possuem valores abaixo do esperado podem estar ligados a regiões mais profundas da lagoa, onde se registra hipóxia, considerando, assim, que esse ambiente se mostrou estratificado, sendo este maior nos períodos quentes, devido à variação na temperatura superficial.

Além das informações obtidas anteriormente, no estudo de Bozelli et al. (1992), foram realizadas análises de qualidade de água entre os períodos de 26 de fevereiro e 6 de março de 1986. Esses dados foram coletados no perfil vertical (0 m, 4 m e 7 m) da estação de monitoramento selecionada e foram apresentados na Tabela 122. Ressalta-se que não foram informadas as coordenadas geográficas.

Tabela 122 – Dados de qualidade da água da lagoa Nova (1986).

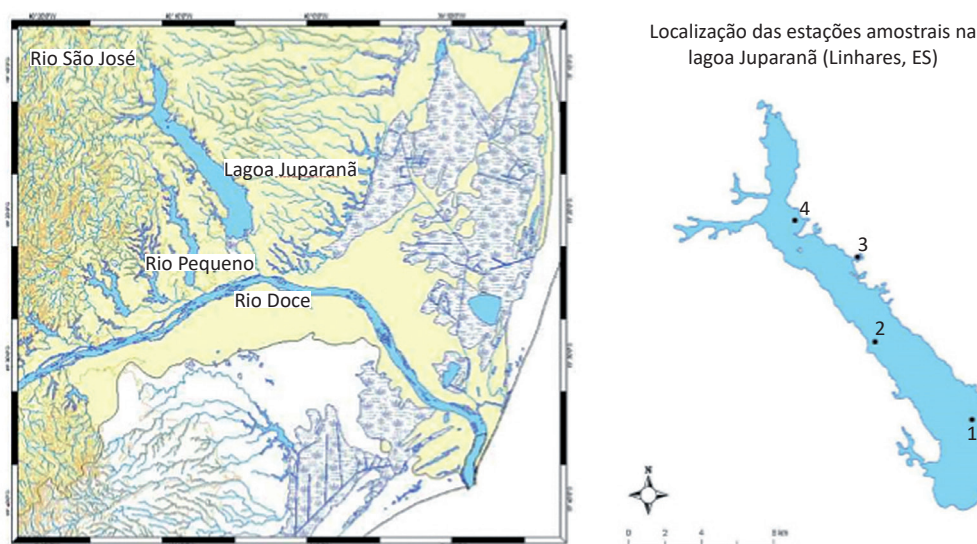
Profundidade (m)	0	4	7
pH	7,5	7,8	7,1
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	94	93	91
Alcalinidade (mEq/L)	0,8	0,8	0,8
OD (%)	114,1	68,1	98,1
Amônia (mg/L)	0	0	0
Nitrato (mg/L)	0,0068	0,0138	0,1153
Nitrito (mg/L)	0	0,00344	0,0004
N-Total (mg/L)	0,67	0,72	0,7

Fonte: Bozelli et al. (1992).

Assim como no estudo de Gonçalves (2015), os valores de nitrito, nitrato e amônia apresentaram-se baixos, considerando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes lênticos de água doce de Classe 2.

4.1.2.2 Lagoa Juparanã

Os dados de qualidade de água apresentados na sequência referem-se ao trabalho desenvolvido por Martins (2013), para a lagoa Juparanã. Foram realizadas 11 coletas trimestrais na região, entre os anos de 2009 e 2010. As primeiras campanhas ocorreram no verão, entre os meses de novembro/2009 e fevereiro/2010. Em seguida, foram efetuadas coletas no período chuvoso, abrangendo os meses de junho a agosto/2010. As amostras de água foram coletadas em quatro estações, sendo a primeira próximo à saída do lago para o rio Pequeno e as demais estações, no sentido rio São José, como pode ser visto na Figura 390.

Figura 390 – Distribuição das estações na lagoa Juparanã.

Fonte: Martins (2013).

Na Tabela 123, constam os dados de qualidade da água referentes às estações acima, no período citado anteriormente.

Tabela 123 – Dados de qualidade da água da lagoa Juparanã.

Parâmetro		Verão				Inverno			
		E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	
Temperatura (°C)	Mínimo	26,9	26,7	26,9	26,9	22,7	22,4	22,6	22,6
	Média	28,6	28,5	28,7	28,8	23,2	23,2	23,3	23,3
	Máximo	31,1	30,1	30,4	30,9	23,9	23,9	24,1	24,1
Turbidez (UNT)	Mínimo	4,8	3,8	5,7	5,8	2,5	2,8	4,1	3,4
	Média	18,8	13,9	15,8	16,6	5,1	8,9	7,2	9,3
	Máximo	42,9	22,4	23,3	25,9	11,7	42,7	9,1	39
Material particulado em suspensão (mg/L)	Mínimo	0,8	1,1	0,2	1	0,5	1,8	2,2	2
	Média	5,4	3,6	3,6	3,5	3,4	5,3	4,3	7,1
	Máximo	12,3	5,6	7,6	9,9	8,6	14,4	6,7	32,2
Transparência (m)	Mínimo	0,7	0,7	0,6	0,7	1,5	1,7	1,5	1,4
	Média	1	1,2	0,9	1	2,3	2	1,8	1,8
	Máximo	1,6	1,8	1,6	1,6	2,7	2,5	2,1	2
Condutividade elétrica (µS/cm)	Mínimo	66	72	78	79	136	95	143	143
	Média	80,9	82	82,3	85	142,8	141,6	143,9	147,1
	Máximo	93	92	95	106	151	146	146	150
pH	Mínimo	4,5	6	6,4	5,7	6,7	6,4	6,8	6,2
	Média	7,6	7,5	7,6	7,4	7,4	7,3	7,3	7,5
	Máximo	9,4	9,8	9,4	8,6	8,1	8,1	7,6	8,6
Oxigênio dissolvido (%)	Mínimo	43,2	40,2	43,7	42,9	52,5	47,8	52,5	42,1
	Média	93,9	79	89,5	88,6	75,8	86,5	81,5	76,7
	Máximo	195,2	157,3	158,7	156,9	134,2	141,6	116,7	141,7
Fósforo total (mg/L)	Mínimo	0,0344	0,0341	0,0335	0,0352	0,0308	0,0308	0,0312	0,031
	Média	0,0438	0,0399	0,042	0,0552	0,0335	0,0413	0,034	0,035
	Máximo	0,0615	0,0481	0,0685	0,1509	0,0433	0,1114	0,0421	0,0519
Ortofosfato (mg/L)	Mínimo	0,0327	0,0327	0,0327	0,0324	0,0263	0,0283	0,0283	0,0303
	Média	0,0365	0,0357	0,0358	0,0358	0,0307	0,0319	0,0319	0,0316
	Máximo	0,0424	0,0405	0,0435	0,0435	0,0386	0,0357	0,0357	0,033
Nitrito (mg/L)	Mínimo	0,0125	0,0128	0,0125	0,0124	0,0124	0,0124	0,0124	0,0124
	Média	0,0131	0,0133	0,0131	0,0131	0,0125	0,0125	0,0125	0,0125
	Máximo	0,0139	0,0137	0,0139	0,0138	0,0127	0,0126	0,0126	0,0125
Amônio (mg/L)	Mínimo	0,0065	0,0064	0,0065	0,0065	0,0064	0,0064	0,0064	0,0064
	Média	0,0068	0,0068	0,0067	0,0067	0,0066	0,0067	0,0066	0,0067
	Máximo	0,0078	0,0078	0,007	0,0073	0,007	0,0078	0,007	0,007

Nota: Os valores destacados em vermelho indicam não conformidades com a Resolução CONAMA nº 357/2005.

Fonte: Martins (2013).

Em vermelho, foram destacados valores em não conformidade com os padrões de referência da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2, considerando ambientes lênticos. Nesse sentido, desacordos foram observados para as concentrações de fósforo total e pH. Valores de condutividade, apesar de não legislados, foram superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em especial, no inverno. De acordo com Libânio (2005), águas naturais apresentam condutividade normalmente inferior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podendo chegar a valores de 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em águas com altas cargas de efluentes.

De acordo com Martins (2013), analisando os dados de temperatura da água foi possível notar a grande variação entre o inverno e verão, sendo assim, por meio do estudo de perfil vertical, concluiu-se que a lagoa se caracteriza por constantes misturas associadas aos ventos e índices de pluviometria da região. A relação entre a turbidez e transparência seguiu o padrão esperado, considerando que, com o aumento da turbidez, há uma diminuição da transparência. Além do mais, com o aumento do material particulado em suspensão, aumentam também os valores de turbidez, por ambos estarem relacionados. Os crescentes valores no verão estão ligados à circulação promovida pelo vento nesse ambiente lacustre.

Segundo o autor, os elevados valores de condutividade registrados na lagoa Juparanã tiveram relação com os íons carregados pelos afluentes à estação de estudo. Além disso, notaram-se valores inferiores no verão, devido ao maior índice de pluviosidade, fator que dilui mais o lago e, como consequência, reduz a condutividade. O pH é definido através da quantidade de sais solúveis no ambiente lêntico em questão. Os principais fatores que influenciaram o pH na lagoa Juparanã estiveram ligados ao histórico geoquímico da bacia, além de elementos carregados por meio do escoamento superficial. O escoamento superficial está relacionado com os índices de pluviosidade da região, ou seja, quanto maior é o volume precipitado, maior é a quantidade de escoamento superficial e, dessa forma, aumento no pH.

Por fim, Martins (2013) evidenciou que os altos índices de fósforo no lago foram os maiores já registrados na região até o ano de 2010, esse fator esteve ligado ao desenvolvimento de atividades agrícolas nas margens do ambiente lacustre. No entanto, devido aos altos percentuais de oxigênio dissolvido, o fósforo não era considerado um problema no período da pesquisa. Sabendo que os processos de desnitrificação em ambientes lênticos ocorrem com baixa presença de oxigênio, ou seja, a transformação de nitrito em amônio ocorre em sistemas próximos do anóxico, então, era esperado que os valores de amônia fossem de fato, menores que o nitrato, devido ao grande percentual de oxigênio.

No estudo desenvolvido por Bozelli et al. (1992), foram avaliadas três estações de monitoramento na lagoa Juparanã entre 26 de fevereiro e 6 de março de 1986, na qual se avaliaram os parâmetros apresentado na Tabela 124. Ressalta-se que os autores não disponibilizaram as coordenadas dos locais amostrados.

Tabela 124 – Dados de qualidade da água da lagoa Juparanã.

	E1					E2			E3		
Profundidade (m)	0	0,8	2,5	6	11	0	5	11	0	3	6
pH	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	7,8	7,8	7,3	7,5	7,6	7,5
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	97	97	97	95	95	100	100	95	103	104	103
Alcalinidade (mEq/L)	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	3,1	2,95	3,1	3,03	3,07	3,12
OD (%)	91,8	91,6	93,8	89,9	84,7	94,4	100,8	64,8	98,4	95,4	103,7
Amônia (mg/L)	0,0158			0,0091	0,0156	0,01	0,0178	0,0174	0,0077	0,0078	0,0241
Nitrato (mg/L)	0,068			0,0163	0,0776	0,0296	0,0729	0,0868	0,0871	0,0976	0,1557
Nitrito (mg/L)	0,0171			0,0073	0,0039	0,0029	0,0067	0,0036	0,0016	0,0021	0,0031
N-Total (mg/L)	0,79			0,84	0,72	0,64	0,76	0,78	1,41	0,54	0,69

Fonte: Bozelli et al. (1992).

Não foram observados valores em desacordo com os limites da classe 2 estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Assim como anteriormente, as concentrações de nitrato, nitrito e amônia apresentaram-se baixas. No entanto, observou-se que os dados possuem grandezas maiores com o aumento da profundidade, o que evidencia a predominância do processo de desnitrificação.

4.2 FITOPLÂNCTON

As microalgas são amplamente distribuídas nos ambientes de águas doce, como lagos e rios. Sistemas lênticos, geralmente, são dominados por algas planctônicas que tendem a predominar na camada mais superficial da coluna d'água onde há níveis mais adequados de luz (BELLINGER; SIGEE, 2010).

Em lagos de regiões tropicais, a produtividade primária do fitoplâncton é controlada, principalmente pela radiação subaquática e disponibilidade de nutrientes como fosfato, amônia e nitrato (fatores abióticos), herbivoria e parasitismo (fatores bióticos). De maneira geral, densidades e biomassas mais elevadas ocorrem no período de seca devido à maior estabilidade da coluna d'água e radiação solar (ESTEVEZ; SUZUKI, 2011).

Conforme mencionado no item de qualidade de água, algumas lagoas no baixo rio Doce possivelmente receberam águas do rio Doce, ainda com características alteradas em razão do desastre, na cheia ocorrida em janeiro/2016. Desse modo, extensa pesquisa bibliográfica foi realizada visando à busca de informações sobre o fitoplâncton das lagoas possivelmente atingidas: Juparanã, Nova, Limão, Areão ou Pandolfi e Areal.

4.2.1 METODOLOGIA

Informações sobre densidade do fitoplâncton, diversidade, riqueza e concentração de clorofila-a foram obtidas de dissertações de mestrado, teses de doutorado e artigos científicos, tais como:

- Huszar, Silva e Esteves (1990): coleta de amostras de superfície para análise quantitativa foi realizada em 18 lagoas do baixo rio Doce, em fevereiro e março/1986. Apenas os dados obtidos para a lagoa Juparanã (em três estações e três profundidades) e lagoa Nova (uma estação e três profundidades) foram considerados.
- Bozelli et al. (1992): amostras para análise de clorofila-a foram obtidas de fevereiro a março/1986, de 3 a 5 profundidades em três estações de coleta na lagoa Juparanã e em três profundidades em uma estação de coleta na lagoa Nova.
- Huszar, Werneck e Esteves (1994): coleta de amostras para análise quantitativa foi realizada em quatro profundidades (0,1, 3, 6 e 10 m) em uma estação na lagoa Juparanã, a cada 4 horas de 17 a 19 fevereiro/1987.
- Gonçalves (2005): amostras de subsuperfície para análise qualitativa, quantitativa, de clorofila-a e feopigmentos foram coletadas trimestralmente de agosto/2003 a junho/2004, em duas estações na lagoa Juparanã: P1 – no corpo central e P2 próximo ao rio Pequeno.
- Martins (2013, 2016): coleta de amostras para análise quantitativa e de clorofila-a foi realizada em quatro estações e três profundidades (subsuperfície, limite inferior da zona eufótica e fundo) na lagoa Juparanã, de novembro/2009 a agosto/2010.
- Gonçalves (2015): amostras para análise quantitativa e de clorofila-a foram obtidas em duas profundidades (superfície e limite inferior da zona eufótica) em quatro estações de coleta na lagoa Nova, de julho e dezembro/2011, janeiro, março, julho, novembro e dezembro/2012, março, julho, agosto e setembro/2013.

O estudo de Bassani (2006) sobre a variação nictemeral do fitoplâncton da lagoa Juparanã não foi encontrado.

4.2.2 RESULTADOS

Huszar, Silva e Esteves (1990) realizaram estudo da abundância e diversidade florística das lagoas Juparanã e Nova, cujas margens apresentam campos de pecuária extensiva. A lagoa Juparanã apresentou entre 16 e 25 espécies, densidade de organismos variando de 850 a 5.492 ind/mL, dominância da cianobactéria toxigênica *Microcystis incerta* e predominância de algas verdes (*Monoraphidium convolutum*, *M. fusiformis*, *M. komarkovae*), diatomáceas (*Melosira distans*, *M. granulata*) e um flagelado não identificado. A lagoa Nova apresentou entre 18 e 23 espécies e densidade acima de 14.500 ind/mL, além de predominância de *Microcystis incerta* nas três profundidades analisadas. Posteriormente, Bozelli et al. (1992) analisaram as características limnológicas das 18 lagoas, e constataram que as lagoas Juparanã e Nova apresentam estratificação térmica e baixos valores de clorofila-a (<1 µg/L).

A lagoa Juparanã é a maior em volume de água doce do Brasil, sendo conectada ao rio Doce pelo rio Pequeno, principal abastecedor da cidade de Linhares.

Em estudo anterior ao rompimento da barragem de Fundão, Huszar, Werneck e Esteves (1994) registraram 42 espécies (Tabela 125), elevada diversidade específica (3,04 a 3,62 bits/ind.) e densidade variando de 2.840 a 5.592 ind/mL. Anos mais tarde, Gonçalves (2005) encontrou 109 espécies de algas planctônicas na lagoa Juparanã (Tabela 125) e baixos valores de densidade (máximo: 1.887 ind/mL),

diversidade (0,79-2,96 bits/ind.), clorofila-a (0-5,3 µg/L) e feopigmentos (0-6,6 µg/L). As classes mais representativas foram Cyanophyceae, Zygnemaphyceae e Chlorophyceae, com dominância da cianobactéria potencialmente tóxica, *Synechocystis*. Em estudo recente, Martins (2013, 2016) constatou 55 táxons de microalgas (Tabela 125), valores mais elevados de densidade celular (máximo: 50.236 cél./mL) e clorofila-a (0,5-57,6 µg/L) e caracterizou o ambiente como mesotrófico com tendência à eutrofização.

Tabela 125 – Espécies de microalgas encontradas na lagoa Juparanã/ES antes do desastre.

Classe/táxon	Lagoa Juparanã
DIVISÃO CYANOPHYTA	
<i>Anabaena ambigua</i>	x ¹
<i>Anabaena planctonica</i>	x ^{2,3}
<i>Anabaena solitaria</i>	x ¹
<i>Anabaena spiroides</i>	x ²
<i>Aphanocapsa incerta</i>	x ¹
<i>Aphanocapsa elachista</i>	x ²
<i>Aphanocapsa parietina</i>	x ¹
<i>Aphanizomenn gracile</i>	x ³
<i>Aphanothece clathrada</i>	x ²
<i>Aphanothece minutissima</i>	x ²
<i>Calothrix braunii</i>	x ¹
Chroococcales 1	x ¹
Chroococcales 2	x ¹
<i>Chroococcus limneticus</i>	x ¹
<i>Chroococcus minutus</i>	x ¹
<i>Chroococcus tenax</i>	x ³
<i>Coelosphaerium huetzinguianum</i>	x ³
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	x ²
<i>Cylindrospermopsis/Raphidiopsis</i>	x ¹
<i>Geitlerinema amphibium</i>	x ¹
<i>Gloeocapsa aeruginosa</i>	x ¹
<i>Gomphospheria</i> sp.	x ²
<i>Leptokyngbys perelegans</i>	x ¹
<i>Limnothrix / Planktothrix</i>	x ¹
<i>Lyngbya</i> cf. <i>brasiliensis</i>	x ¹
<i>Lyngbys birgei</i>	x ¹
<i>Lyngbya limnetica</i>	x ^{2,3}
<i>Merismopedia tenuissima</i>	x ^{1,2,3}
<i>Microcystis aeruginosa</i>	x ^{1,2}
<i>Microcystis protocystis</i>	x ^{2,3}
<i>Microcystis robusta</i>	x ³
<i>Microcystis smithii</i>	x ¹
<i>Microcystis</i> sp.	x ¹
Nostocales 1	x ¹
<i>Oscillatoria leonardii</i>	x ¹

Classe/táxon	Lagoa Juparanã
<i>Oscillatoria limosa</i>	x ¹
<i>Oscillatoria pseudogeminata</i>	x ¹
<i>Oscillatoria saneta</i>	x ¹
<i>Oscillatoria simplicissima</i>	x ²
<i>Oscillatoria subbrevis</i>	x ³
<i>Oscillatoria subtilissima</i>	x ²
<i>Phormidium willei</i>	x ²
<i>Planktothrix agardhii</i>	x ²
<i>Planktolygnbya limnetica</i>	x ²
<i>Pseudanabaena</i> sp.	x ¹
<i>Raphidiospsis mediterranea</i>	x ^{1,3}
<i>Rhabdogloea linearis</i>	x ¹
<i>Synechocystis aquatilis</i>	x ²
<i>Synechocystis aquatilis</i> f. <i>salina</i>	x ¹
<i>Synechocystis subsalina</i>	x ³
<i>Synechocystis</i> sp.	x ¹
<i>Synechococcus nidulans</i>	x ²
<i>Synechococcus</i> sp.	x ¹
DIVISÃO CHLOROPHYTA	
CLASSE CHLOROPHYCEAE	
<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	x ²
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	x ¹
<i>Botryococcus braunii</i>	x ³
<i>Chlorella vulgaris</i>	x ^{1,2}
<i>Chlorella</i> sp.	x ¹
Chlorococcales 1	x ¹
Chlorophyceae 1	x ¹
<i>Closteriopsis</i> sp.	x ¹
<i>Coelastrum cambricum</i>	x ²
<i>Coelastrum microporum</i>	x ^{1,2}
<i>Coelastrum reticulatum</i>	x ¹
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	x ²
<i>Dictyochlorella globosa</i>	x ¹
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	x ¹
<i>Didimocystis planctonica</i>	x ²
<i>Eutetramorus</i> / <i>Radiococcus</i>	x ¹
<i>Eutetramorus fottii</i>	x ²
<i>Golenkinia paucispina</i>	x ¹
<i>Golenkinia radiata</i>	x ¹
<i>Kirchneriella microscopica</i>	x ²
<i>Koliella longiseta</i> f. <i>tenuis</i>	x ³
<i>Micractinium pusilum</i>	x ¹
<i>Monoraphidium contortum</i>	x ²
<i>Monoraphidium</i> sp.1	x ¹

Classe/táxon	Lagoa Juparanã
<i>Monoraphidium</i> sp.2	x ¹
<i>Oocystis lacustris</i>	x ^{1,2}
<i>Oocystis</i> sp.1	x ¹
<i>Pediastrum simplex</i>	x ^{1,3}
<i>Pediastrum duplex</i>	x ^{1,2}
<i>Pediastrum privum</i>	x ³
<i>Quadrigula closteriodes</i>	x ¹
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	x ¹
<i>Scenedesmus bijugus</i>	x ³
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	x ¹
<i>Tetraëdron minimum</i>	x ²
<i>Tetrastrum</i> sp.	x ¹
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE	
<i>Cosmarium binum</i>	x ¹
<i>Cosmarium bireme</i>	x ²
<i>Cosmarium contractum</i>	x ^{1,2}
<i>Cosmarium laeve</i>	x ²
<i>Cosmarium margaritatum</i>	x ¹
<i>Cosmarium sphagnicolum</i>	x ³
<i>Cosmarium pseudowenbaerense</i>	x ²
<i>Cosmarium</i> sp.	x ¹
<i>Desmidium bailey</i>	x ¹
<i>Desmidium swartzii</i>	x ¹
<i>Euastrum denticulatum</i>	x ²
<i>Gonatozygon</i> sp.	x ¹
<i>Mougeotia</i> sp.1	x ¹
<i>Spirogyra</i> sp.1	x ¹
<i>Spirogyra</i> sp.2	x ¹
<i>Staurastrum</i> cf. <i>brachioprominens</i>	x ¹
<i>Staurastrum brasiliensis</i>	x ^{1,3}
<i>Staurastrum furcatum</i>	x ³
<i>Staurastrum laeve</i>	x ¹
<i>Staurastrum leptocladum</i>	x ^{1,2}
<i>Staurastrum leptocladum</i> f. <i>africanum</i>	x ³
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	x ^{1,2}
<i>Staurastrum micron</i>	x ¹
<i>Staurastrum muticum</i>	x ³
<i>Staurastrum paradocum</i>	x ²
<i>Staurastrum pentacerum</i>	x ¹
<i>Staurastrum rotula</i>	x ^{1,3}
<i>Staurastrum sebalii</i>	x ²
<i>Staurastrum smithii</i>	x ³
<i>Staurastrum subamericanum</i>	x ^{1,3}
<i>Staurastrum subindentatum</i> var. <i>brasiliense</i>	x ³

Classe/táxon	Lagoa Juparanã
<i>Staurastrum tetracerum</i>	x ¹
<i>Staurastrum trifidum</i>	x ^{1,2}
<i>Staurastrum</i> sp.	x ¹
<i>Staurodesmus convergens</i>	x ^{1,2}
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	x ^{1,3}
<i>Staurodesmus glaber</i>	x ²
<i>Staurodesmus subpygmaeum</i>	x ¹
<i>Staurodesmus triangularis</i>	x ²
<i>Zygnema</i> sp.	x ¹
CLASSE OEDOGONIOPHYCEAE	
<i>Oedogonium</i> sp.1	x ¹
<i>Oedogonium</i> sp.2	x ¹
<i>Oedogonium</i> sp.3	x ¹
<i>Oedogonium</i> sp.4	x ¹
DIVISÃO HETEROKONTOPHYTA	
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE	
<i>Asterionella formosa</i>	x ¹
<i>Aulacoseira granulata</i>	x ^{1,2}
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	x ²
<i>Eunotia monodon</i>	x ¹
<i>Eunotia</i> sp.1	x ¹
<i>Eunotia</i> sp.2	x ¹
<i>Eunotia</i> sp.3	x ¹
<i>Fragilaria constricta</i>	x ¹
<i>Frustulia rhomboides</i>	x ¹
<i>Melosira ambigua</i>	x ¹
<i>Navicula viridula</i>	x ¹
<i>Navicula</i> sp.	x ²
<i>Nitzschia</i> sp.	x ¹
<i>Pleurosigma/Gyrosigma</i>	x ¹
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	x ^{1,3}
<i>Rhizosolenia</i> sp.	x ^{1,2}
<i>Tabellaria</i> sp.	x ¹
<i>Urosolenia</i> sp.	x ²
CRYPTOPHYCEAE	
<i>Cryptomonas</i> sp.1	x ¹
<i>Gloeomonas</i> sp.	x ¹
DIVISÃO EUGLENOPHYCEAE	
<i>Euglena</i> sp.1	x ^{1,2}
<i>Trachelomonas</i> sp.1	x ^{1,2}
<i>Trachelomonas</i> sp.2	x ²
DIVISÃO DINOPHYTA	
Dinophyceae 1	x ¹
Dinophyceae 2	x ¹

Classe/táxon	Lagoa Juparanã
<i>Gymnodinium</i> sp.	x ²
<i>Peridinium</i> sp.1	x ²
<i>Peridinium</i> sp.2	x ²
CHRYSTOPHYCEAE	
<i>Dinobryon sertularia</i>	x ^{1,2}
<i>Dinobryon</i> sp.	x ¹
<i>Mallomonas</i> sp.	x ¹
Riqueza total	164

Nota: ¹Gonçalves (2005), ²Martins (2013), ³Huszar, Werneck e Esteves (1994).

A lagoa Nova é um ambiente oligotrófico que apresenta elevada transparência e baixa turbidez (GONÇALVES, 2015). Densidades mais elevadas foram constatadas em períodos quentes e úmidos, com máxima de 3.131 ind/mL. As cianobactérias constituíram mais de 50% da comunidade e foram representadas por 13 espécies: *Anabaena* sp., *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa elachista*, *Aphanocapsa incerta*, *Chroococcus limneticus*, *Cylindrospermopsis* sp., *Limnothrix* sp., *Merismopedia* sp., *Microcystis botrys*, *Oscillatoria limosa*, *Radiocystis fernandoi*, *Synechocystis aquatilis* e *Synechococcus nidulans*. A densidade de cianobactérias variou de 96 a 950 ind/mL, e a clorofila de 0,1 a 3,5 µg/L. Duas espécies potencialmente produtoras de toxinas (*Limnothrix* sp. e *Synechocystis aquatilis*) ocorreram em abundância durante as análises.

Dados sobre o fitoplâncton das lagoas Limão, Areão ou Pandolfi e Areal, anteriores ao desastre, não foram encontrados. Essas lagoas são utilizadas, principalmente, para recreação, pesca e irrigação.

4.3 ICTIOFAUNA

As lagoas e as áreas alagáveis constituem ambientes com notáveis flutuações cíclicas, que impõem respostas adaptativas aos seus componentes biológicos de maneira a lhes permitir uma sobrevivência em condições estressantes (AGOSTINHO; VAZZOLER & THOMAZ, 1995). Ao contrário de lagos clássicos, lagoas de planícies de inundação são submetidas a grandes oscilações de profundidade e de área durante o ano e apresentam diferentes níveis de comunicação com a drenagem local (AGOSTINHO; JÚLIO JR. & TORLONI, 2000). Esses ambientes aquáticos apresentam variações temporais de fatores físicos, químicos e biológicos, determinados, principalmente, pelos pulsos de inundação (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989).

A flutuação dos fatores hidrológicos e limnológicos exerce grande influência sobre a disponibilidade de alimento e abrigo, sendo que essa grande diversidade de condições de *habitats* é favorável à propagação de inúmeras espécies que dependem das flutuações naturais do nível fluviométrico (WINEMILLER, 1990; KATTELMANN; EMBURY, 1996). O regime hídrico desse ambiente, por exemplo, pode ter papel fundamental na desova e desenvolvimento inicial de algumas espécies de peixes (JUNK, 1980; VAZZOLER et al., 1997).

As espécies de peixes exploram a coluna d'água ou o fundo desse ambiente lântico, sendo que essa ocupação está intimamente ligada a uma série de variáveis (OLIVEIRA; GOULART, 2000).

Numa zonação horizontal, os peixes exploram a zona litorânea ou as áreas pelágicas. Na zona litorânea das lagoas, a seleção de ambientes pelos peixes envolve usualmente o uso de macrófitas ou não como abrigo e o tipo de substrato. A estrutura das raízes, rizomas e folhas (aquáticas) proporciona substrato que abriga uma alta riqueza de espécies, que utilizam os bancos de macrófitas como locais de abrigo (PADIAL; THOMAZ; AGOSTINHO, 2009), reprodução (SAZIMA; ZAMPROGNO, 1985; ARAÚJO-LIMA; PORTUGAL; FERREIRA, 1986; SANCHÉZ-BOTERO et al., 2003) e alimentação (MESCHIATTI; ARCIFA; FENERICH-VERANI, 2000; CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003).

Em relação ao eixo vertical, a zona batipelágica (fundo) é pobremente habitada, o que está diretamente relacionado com a estratificação térmica e de oxigênio, a disponibilidade de alimento e atenuação da luz (ESTEVES, 1998). Em todas essas zonas, fenômenos de curta duração, como depleção de oxigênio, turbidez episódica ou escassez de alimento, podem ser a causa da migração de um peixe de um *habitat* para outro (MATTHEWS, 1998).

A ictiofauna desse tipo de ambiente é representada por espécies de pequeno porte e por jovens de espécies de grande porte (normalmente de importância comercial) que utilizam essas lagoas para o desenvolvimento inicial. A predominância de pequenos Characiformes e Cichliformes está relacionada, provavelmente, com o refúgio e a disponibilidade de alimento, assim como a capacidade visual dessas espécies em detectar predadores (DELARIVA et al., 1994; PETRY; BAYLEY; MARKLE, 2003; SÁNCHEZ-BOTERO et al., 2003).

Os peixes de maior porte e de interesse comercial, que são normalmente as espécies migradoras, utilizam sucessivamente os ambientes de várzea e os das calhas dos rios durante seu ciclo de vida. Assim, os ambientes lênticos, além de seu papel como áreas de desova para grande número de espécies forrageiras, são utilizados pelas de maior porte para o desenvolvimento dos juvenis e recuperação (alimentação) dos adultos em seus movimentos descendentes após a desova. Essa fauna é caracterizada principalmente por peixes de grande porte como caracídeos (*Brycon dulcis*), prochilodídeos (*Prochilodus* spp.), anostomídeos (*Megaleporinus* spp., *Leporinus* spp.) e pimelodídeos.

4.3.1 METODOLOGIA

As referências avaliadas neste compilado de informações são referentes aos estudos realizados por: Latini e Petrere Jr. (2004), Vieira et al. (2005); Vasconcellos et al. (2008), Santos (2008).

4.3.2 RESULTADOS

As informações levantadas para os ambientes lacustres da porção do baixo rio Doce indicam a ocorrência de pelo menos 30 espécies de peixes (Tabela 126), distribuídas em seis ordens e 16 famílias, sendo as ordens Characiformes (46,7%; 14 espécies), Siluriformes (23,3%; 7 espécies) e Cichliformes (20%; 6 espécies) as mais representativas (Figura 391). Considerando as famílias, as maiores riquezas foram registradas para Cichlidae (20%; 6 espécies), Characidae (16,7%; 5 espécies) e Erythrinidae (10%; 3 espécies) (Figura 392).

A ictiofauna registrada é composta principalmente por espécies de pequeno (< 20 cm) e médio portes (entre 20 e 40 cm), e a participação das diferentes ordens reflete a situação descrita para os rios neotropicais por Lowe-McConnell (1987), sendo que cerca de 70% dos peixes pertencem às ordens

Characiformes e Siluriformes. Entre as 22 espécies nativas registradas, apenas duas são consideradas endêmicas, ou seja, ocorrem exclusivamente na bacia do rio Doce (Figura 393). As informações levantadas para este diagnóstico indicam que 50% das espécies que ocorrem nesses ambientes aquáticos têm importância para a pesca (Figura 394).

Figura 391 – Frequência absoluta de táxons levantados para os ambientes lacustres da porção do baixo rio Doce, distribuídos de acordo com as ordens.

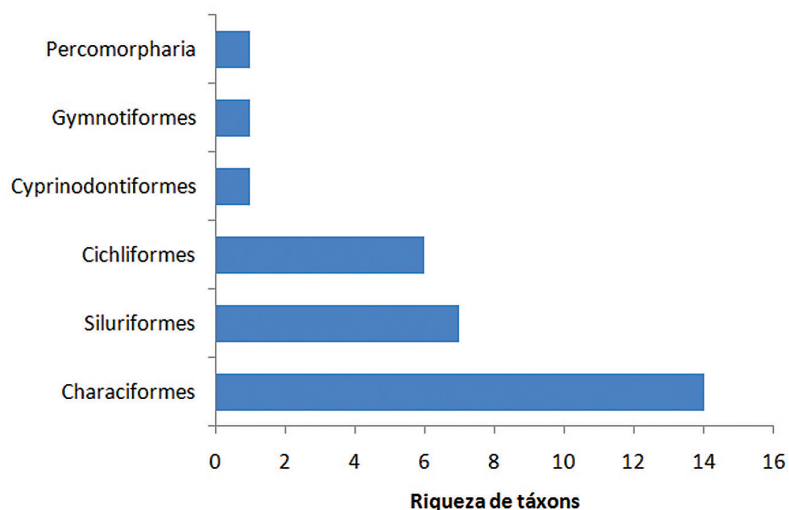


Figura 392 – Número de táxons levantados para os ambientes lacustres da bacia hidrográfica do rio Doce, distribuídos de acordo com as famílias.

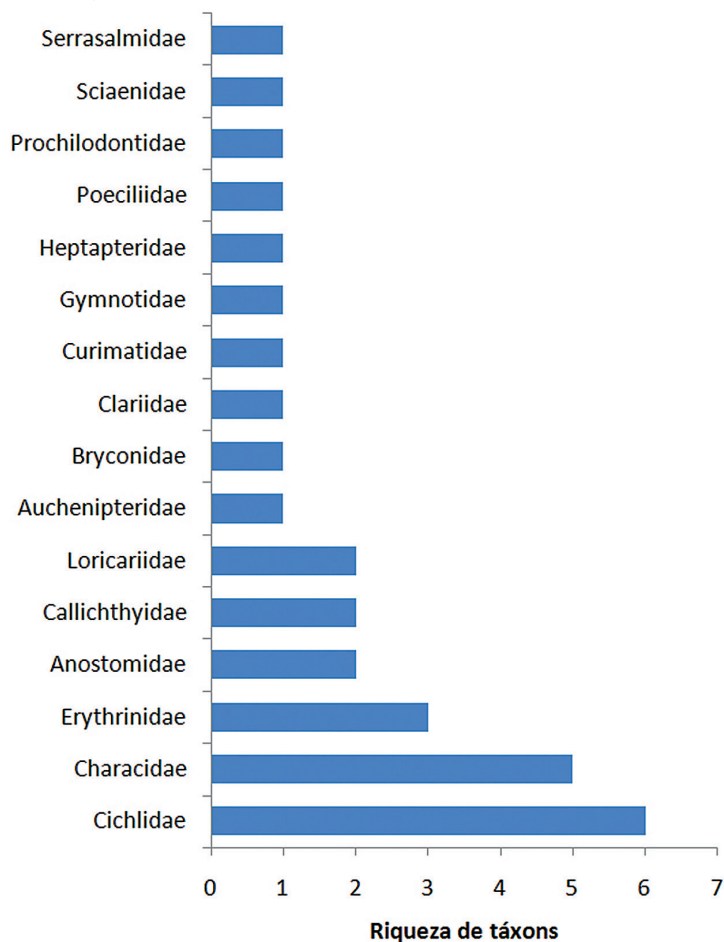


Figura 393 – Frequência relativa (%) das espécies de peixes de água doce nativas (de ampla distribuição e endêmicas) e introduzidas (exóticas) levantadas para os ambientes lacustres da bacia do rio Doce.

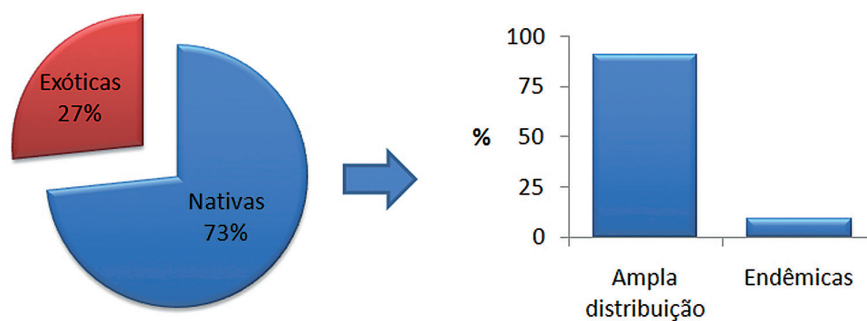


Figura 394 – Importância relativa (%) das espécies de peixes de água doce levantadas para os ambientes lacustres da bacia do rio Doce para as atividades relacionadas com a pesca.

Importância para a pesca

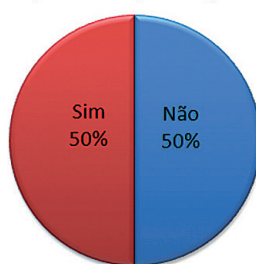


Tabela 126 – Lista da composição geral da ictiofauna para os ambientes lacustres da bacia hidrográfica do rio Doce registrada por meio de levantamento de dados secundários.

Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor	Pesca	Distribuição
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax gilbert</i>	Saguiru	(Quoy & Gaimard, 1824)	Sim	Nativa
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus copelandii</i>	Piau	Steindachner, 1875	Sim	Nativa
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus steindachneri</i>	Piau	Eigenmann, 1907	Sim	Nativa
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus vimboides</i>	Curimatã	Kner, 1859	Sim	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax aff. bimaculatus</i>	Lambari	(Lütken, 1875)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	Lambari	(Cuvier, 1829)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax taeniatus</i>	Lambari	(Jenyns, 1842)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia doceana</i>	Lambari	(Steindachner, 1877)	Não	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus solitarius</i>	Saicanga	Menezes, 1987	Não	Endêmica
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon devillei</i>	Piabanha	(Castelnau, 1855)	Sim	Endêmica
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piranha	Kner, 1858	Não	Introduzida
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Traíra	(Bloch, 1794)	Sim	Nativa
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias intermedius</i>	Trairão	(Günther, 1864)	Sim	Nativa
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	Jeju	(Spix & Agassiz, 1829)	Sim	Introduzida
Siluriformes	Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre-africano	(Burchell, 1822)	Sim	Introduzida
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Bocudo	(Steindachner, 1877)	Não	Nativa
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	Coridoras	(Linnaeus, 1758)	Não	Nativa
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>	Cascudinho	(Hancock, 1828)	Sim	Introduzida
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus affinis</i>	Cascudo	(Steindachner, 1877)	Sim	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricariichthys castaneus</i>	Cascudo	(Castelnau, 1855)	Não	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricariichthys castaneus</i>	Cascudo	(Castelnau, 1855)	Não	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricariichthys castaneus</i>	Cascudo	(Castelnau, 1855)	Não	Nativa
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Rhamdia quelen</i>	Jundiá	(Quoy & Gaimard, 1824)	Não	Nativa
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i>	Tuvira	Linnaeus, 1758	Não	Nativa
Cichliformes	Cichlidae	<i>Australoheros ipatinguensis</i>	Acará-vovó	Ottoni & Costa, 2008	Não	Nativa
Cichliformes	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Acará	(Quoy & Gaimard, 1824)	Não	Nativa
Cichliformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>	Oscar	(Agassiz, 1831)	Sim	Introduzida
Cichliformes	Cichlidae	<i>Crenicichla lacustris</i>	Joaninha	(Castelnau, 1855)	Não	Nativa
Cichliformes	Cichlidae	<i>Coptodon rendalli</i>	Tilápia	(Boulenger, 1897)	Sim	Introduzida
Cichliformes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	Tucunaré	Kullander & Ferreira, 2006	Sim	Introduzida
Percomorpharia	Sciaenidae	<i>Pachyurus adspersus</i>	Pescada	Steindachner, 1879	Sim	Nativa
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	Lebiste	Peters, 1859	Não	Introduzida

4.4 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE

Apesar da importância desses ambientes para os usuários da água na região e biodiversidade aquática, existem poucos dados prévios ao desastre para caracterização e definição de linha-base. Em relação aos estudos encontrados, com relação às lagoas Nova e Juparanã, pior qualidade de água foi observada no período de verão (período chuvoso), com valores mais baixos de oxigênio dissolvido, e mais elevados de fósforo e nitrogênio, sendo que, no caso do fósforo, em especial na lagoa Juparanã, valores elevados foram observados tanto no verão quanto no inverno. Somente os valores de condutividade, nessa lagoa, é que foram mais elevados no inverno (período seco).

Convém ressaltar que foram poucos os estudos encontrados acerca da qualidade da água nesses ambientes, além disso algumas das referências são antigas e nem sempre foi apresentada a posição geográfica do local avaliado, comprometendo a avaliação. Além disso, não foram encontrados dados de qualidade de água para compor a linha-base das lagoas Limão, Areão e Areal.

Não há informações sobre a comunidade fitoplanctônica da maior parte das lagoas do baixo rio Doce. Estudos sobre o fitoplâncton das lagoas Juparanã e Nova revelaram baixa riqueza e densidade de espécies, e predominância de cianobactérias potencialmente tóxicas. Não foram encontrados dados sobre o zooplâncton das lagoas costeiras, localizadas na região do baixo rio Doce.

Para a comunidade de peixes, as informações secundárias levantadas indicam que a ictiofauna desses ambientes é representada, principalmente, por espécies de pequeno porte e por juvenis de espécies de grande porte que utilizam as lagoas para o desenvolvimento inicial. Com relação à composição das comunidades, foi observada uma predominância de Characiformes. As condições favoráveis de oxigenação, locais de abrigo e forrageamento oferecem vantagens para esse grupo de peixes.

As espécies sedentárias são comumente registradas nesses ambientes, pois apresentam adaptações etológicas e fisiológicas às mudanças drásticas que ocorrem durante o período de seca. Já a grande ocorrência de espécies introduzidas (exóticas) é uma ameaça à diversidade da comunidade bentônica e de peixes nativos.

De acordo com Pompeu e Alves (2003), a obstrução do canal de comunicação das lagoas, a introdução de espécies exóticas, as mudanças no nível da água, a poluição e a eliminação da vegetação marginal e submersa são as prováveis causas para a perda de espécies nesse tipo de ambiente aquático.

5 ZONA BÊNICA

Esteves (2011) define a zona bêmica como a região que compreende os substratos não consolidados ou consolidados associados ao fundo do sistema aquático.

Neste item, serão apresentados estudos acerca da qualidade dos sedimentos englobando a parte da geoquímica na caracterização do *background*, pontos de controle e dados biológicos no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Os organismos que habitam a zona bêmica, chamados de organismos bêmicos ou bentônicos, são aqueles que se distribuem dentro ou sobre os sedimentos (consolidados ou não), fixos sobre rochas e demais tipos de substrato de fundo (TAGLIAPIETR; SIGOVINI, 2010).

As comunidades bentônicas são frequentemente usadas como indicadores biológicos porque elas podem fornecer informações sobre condições ambientais, devido à sensibilidade de uma única espécie, conhecida como espécie indicadora, ou por causa de alguma característica geral que faz a comunidade integrar os sinais do ambiente, como a poluição, ao longo do tempo (KADAM; BHARTIA, 2015).

Dessa forma, além dos organismos bentônicos, este item tem por objetivo caracterizar também os sedimentos de corrente do ponto de vista químico-mineralógico no que se refere à linha-base para a bacia hidrográfica do rio Doce.

Informações complementares referentes às diferentes fontes poluidoras que afetam a zona bêmica podem ser encontradas no capítulo específico sobre o tema, no Volume Contextualização.

5.1 QUALIDADE DOS SEDIMENTOS

Sedimento é definido como todo material não consolidado, constituído por partículas de diferentes tamanhos, formas e composição química, transportadas por água, ar ou gelo, distribuído ao longo dos vales do sistema de drenagem e orientado a partir da interação constante dos processos de intemperismo e erosão (MOREIRA; BOAVENTURA, 2003 apud MARTINS, 2008).

Uma razão para a diferença observada entre solos e sedimentos é o envolvimento íntimo destes com a água, salgada ou doce. Essa água pode ser considerada intersticial (contida entre as partículas por forças de tensão), contendo altas concentrações de íons metálicos, em comparação com as soluções de solo (FERGUSSON, 1982 apud SANTOLIN, 2015).

Normalmente, os sedimentos são constituídos por três componentes principais:

- 1) matéria orgânica, em vários estados de decomposição;
- 2) partículas minerais, incluindo argilas, carbonatos e silicatos não argilosos (características do solo);
- 3) um componente inorgânico de origem biogênica, como certas formas de carbonato de cálcio.

Quanto aos tipos, para fins de análise de qualidade, os sedimentos podem ser classificados basicamente em: sedimentos em suspensão e sedimentos de fundo ou de corrente (LICHT, 1998). Os sedimentos em suspensão são aqueles correspondentes à fração mais fina, que, pelo seu pequeno tamanho e pouca massa, tendem a ficar suspensos na coluna d'água. Aqueles com tamanhos de partícula maiores e mais densos costumam sedimentar, permanecendo no fundo.

Os sedimentos apresentam uma grande interação com o meio aquático, solubilizando ou estocando substâncias, e podem influenciar a qualidade da água e a disponibilização de substâncias para os organismos aquáticos. A enorme capacidade de adsorção de espécies orgânicas e inorgânicas por superfícies minerais faz com que os sedimentos funcionem como repositórios de uma vasta gama de contaminantes, podendo ser tanto fonte quanto destino final de substâncias poluentes (BASÍLIO, 2005).

Vários estudos (ELEUTÉRIO, 1997; LOTTERMOSER, 1997; COSTA, 2001) demonstraram que a contaminação por metais pesados em sedimentos é mais intensa do que em águas, ou seja, eles são mais estáveis como solutos do que como íons dissolvidos na solução. Além disso, na interface água-sedimento, sob condições fortemente redutoras ou em contato com soluções ácidas, os metais tornam-se dissolvidos (BANKS et al., 1980 apud COSTA, 2001). Variações no potencial hialurônico (pH) podem fazer com que metais sejam liberados do sedimento por dissolução de fases minerais (redução de pH) ou por formação de complexos solúveis com complexantes presentes na fase aquosa (ácido fúlvico, ácido húmico, bicarbonatos, cloretos etc.). Sob condições de pH mais elevado, os sedimentos tendem a formar complexos insolúveis que costumam precipitar e se acumular no sedimento de fundo (FRANCISCO; MASINI, 1999 apud COSTA, 2001). Dessa forma, são uma efetiva chave para o entendimento da dinâmica dos metais durante a dispersão fluvial.

Segundo Leão (2014), hidróxidos de ferro, alumínio, manganês e substâncias húmicas são, respectivamente, fases minerais e orgânicas que conferem propriedade de adsorção aos sedimentos, que, por sua vez, exercem papel importante no acúmulo, transporte e biodisponibilidade de metais-traço em ambientes aquáticos. Ainda em Leão (2014), durante o transporte no sistema fluvial, elementos-traço em forma de soluto tornam-se complexados e também adsorvidos ou absorvidos em sedimentos em suspensão ou em sedimentos finos de fundo. Assim, em Rodrigues (2012), destaca-se o problema relacionado à presença de metais pesados em planícies de inundação, locais comumente utilizados na agricultura e pecuária e que podem ainda atuar como uma importante fonte de substâncias nocivas. Nesse sentido, a análise química dos sedimentos de corrente é uma importante ferramenta para o controle da qualidade hídrica, para a determinação da origem dos contaminantes e para o entendimento dos processos geoquímicos atuantes em um ecossistema aquático.

Os sedimentos de fundo participam ativamente dos processos biogeoquímicos, desempenhando importante função no comportamento de metais aportados para o sistema hídrico. São importantes depositários de metais poluentes e também atuam como fontes potenciais de liberação desses metais para o ambiente aquático, tornando-os disponíveis para a incorporação pela biota (COSTA, 2001).

Rodrigues (2012) ressalta que um interessante campo de pesquisa tem sido a análise geoquímica de sedimentos oriundos de diferentes sistemas deposicionais de ambientes fluviais, uma vez que a contaminação dos sedimentos tem sido considerada um importante problema ambiental. Mesmo em baixas concentrações, alguns elementos químicos podem apresentar toxicidade ao meio em que estão inseridos. Diversos estudos têm utilizado os sedimentos para o esclarecimento de questões importantes no campo ambiental. Alguns utilizam os sedimentos para detecção de possíveis anomalias geoquímicas em solos e ambientes rochosos, e outros para avaliação da dimensão da poluição química em ambientes diversos, incluindo os mecanismos de mobilização e disponibilização de elementos tóxicos nesses sedimentos.

A mobilidade dos metais está ligada a inúmeros fatores como as características dos sedimentos e a forma físico-química do metal, determinando de que forma os elementos estão móveis, lábeis ou disponíveis no ecossistema que está sendo analisado, sendo que os íons metálicos livres são os mais móveis. As diferentes fases são ditadas por processos como decomposição-ressuspensão, sorção-adsorção e complexação-descomplexação. Os principais parâmetros que controlam essas fases são pH, potencial redox e agentes complexantes dissolvidos na matéria orgânica (SALOMONS, 1998).

Segundo Carvalho et al. (1995) e Moreira (2002), os sedimentos podem facilmente assimilar elementos químicos presentes no meio. Entre os minerais que mais adsorvem outros elementos, estão óxidos e hidróxidos de ferro, manganês e alumínio que atuam de maneira ativa acumulando e transportando metais-traço nos sistemas hídricos. Sendo assim, Silva et al. (2013) ressaltam que é de suma importância o estudo geoquímico dos sedimentos fluviais levando em consideração que eles podem adsorver os elementos existentes na água, podendo, assim, interpretar uma assinatura geológica e até mesmo o grau de contaminação em determinada região.

Quando comparados com os resultados da qualidade da água, os de sedimentos são menos limitados, uma vez que não representam somente o momento da amostragem, mas o período de deposição. Por essa razão, os dados obtidos por estudos de sedimentos são mais realistas, pois os contaminantes são muitas vezes retidos no compartimento, sofrendo menos variação ao longo do tempo, em comparação com a água (SANTOLIN, 2015).

Indicadores biológicos também são boas ferramentas para o entendimento da qualidade dos sedimentos. A comunidade dos macroinvertebrados bentônicos apresenta organismos de diversos níveis tróficos, 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).

Entre as vantagens da utilização do grupo em biomonitoramento, estão: facilidade de coleta (sem utilização de equipamentos onerosos); tamanho dos indivíduos (visíveis a olho nu) e geralmente de fácil reconhecimento; presença de grupos com diferentes tolerâncias a alterações ambientais; ciclo de vida relativamente longo, possibilitando a detecção de alterações pontuais ao longo do tempo (GHETTI apud MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010). Conforme citado anteriormente, podem ser encontrados em todos os tipos de ambiente aquático (águas doces, salobras e salinas), mas possuem mobilidade limitada, fazendo que sua presença ou ausência esteja intimamente associada às alterações das condições ambientais (BONADA et al., 2006; RESH, 2008). Em especial em águas costeiras e estuarinas, têm sido utilizados como indicadores biológicos de regiões impactadas e algumas espécies recomendadas como “espécie-chave” para avaliação da qualidade das condições das águas em geral (KENNISH, 1986).

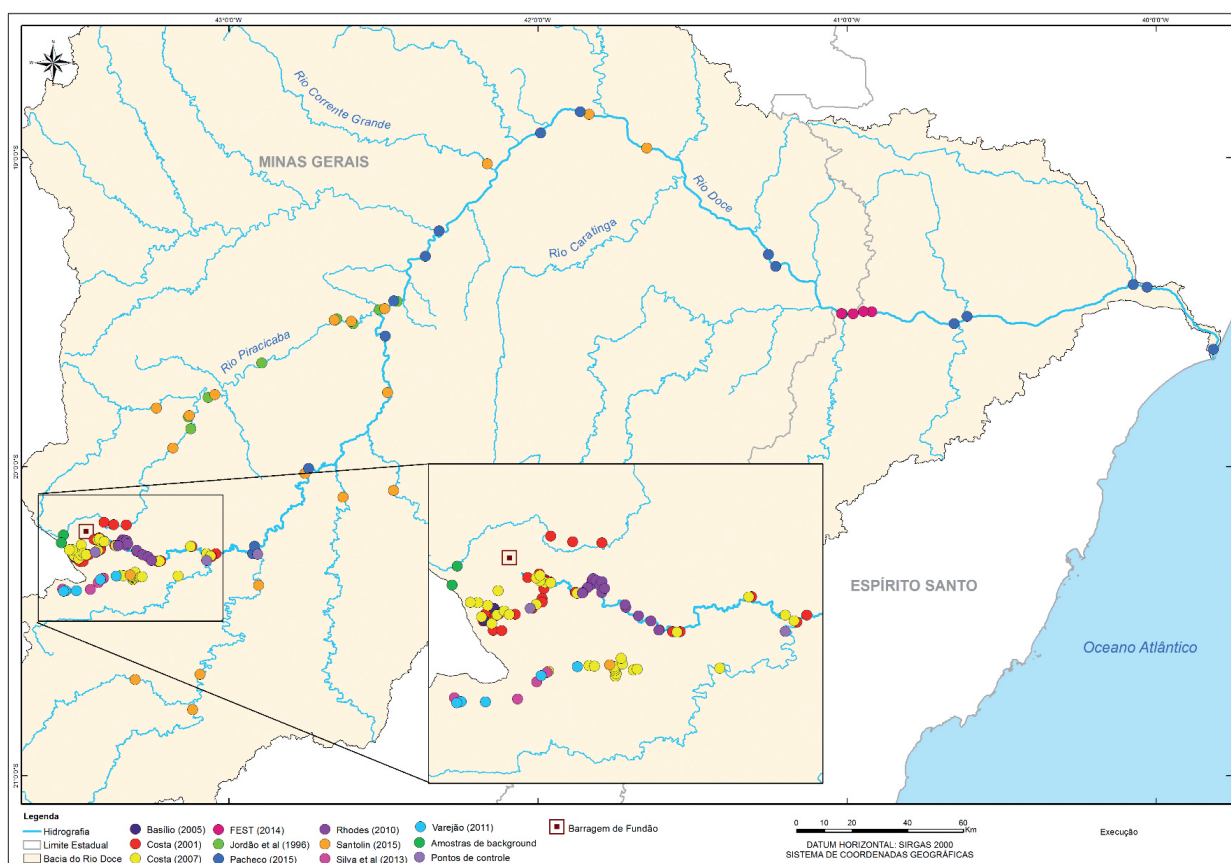
No ecossistema aquático, os macroinvertebrados bentônicos são importantes na dinâmica de nutrientes e no fluxo de energia, pois reduzem o tamanho da matéria orgânica, participando do processo de decomposição. Atuam também na liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água e no transporte de matéria orgânica a jusante. Ainda, são importantes elos da cadeia alimentar, constituindo fonte de alimento para outros macroinvertebrados aquáticos, aves, mamíferos e peixes.

Ressalta-se que algumas espécies bêmicas apresentam importância sanitária e comercial, principalmente as estuarinas, como moluscos e crustáceos, que são coletadas *in natura* ou utilizadas para engorda e cultivo, como as ostras de mangue dos gêneros *Ostrea* sp. e *Crassostrea* sp., o berbigão *Anomalocardia brasiliana* e os caranguejos *Ucides cordatus* e *Cardissoma guanhumi* (RODRIGUES et al., 2000; MIRANDA et al., 2005; ALVARENGA; NALESSO, 2006).

5.1.1 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

Conforme mencionado, para a caracterização dos sedimentos no que se refere à linha-base, buscou-se estudos principalmente nas áreas onde ocorreram a passagem e a deposição da lama. Foram também analisados pontos preliminares para a caracterização do *background* natural e pontos de controle, conforme a Figura 395.

Figura 395 – Área de abrangência, com a localização dos pontos amostrais de cada estudo consultado, dos pontos de *background* e de controle.



5.1.2 METODOLOGIA

Os dados aqui apresentados baseiam-se, sobretudo, em revisões bibliográficas de estudos realizados anteriormente ao rompimento da barragem de rejeitos de Fundão. Embora tenham sido analisados dados de toda a bacia, foi dado maior enfoque às referências preexistentes específicas das áreas de passagem e deposição da lama.

De forma complementar, além dos dados bibliográficos, foram realizadas coletas e análises preliminares para caracterização do *background* natural, ou seja, em áreas notadamente não antropizadas, nas cabeceiras das drenagens afluentes que formam o rio Doce. Também foram realizadas algumas análises de sedimentos coletados em áreas antropizadas, mas não afetadas pela passagem da lama, de forma a caracterizar preliminarmente outras fontes poluidoras, principalmente oriundas de diferentes processos minerários, denominadas de pontos de controle.

5.1.2.1 Dados anteriores ao rompimento da barragem

Foi realizado extenso levantamento bibliográfico em trabalhos publicados (artigos científicos, dissertações, teses, capítulos de livros, livros, resumos de congressos) e não publicados (estudos e relatórios de impacto ambiental, relatórios técnicos, dados de monitoramento e documentos em geral).

Embora a qualidade de sedimentos tenha influência direta na qualidade da água, não existe uma base de dados de monitoramentos contínuos de órgãos ambientais regionais ou de UHEs instaladas na bacia, por exemplo, como há para o monitoramento da qualidade da água. Poucos empreendimentos são obrigados legalmente a conduzir um estudo da qualidade dos sedimentos fluviais e, quando isso eventualmente ocorre, geralmente o monitoramento é realizado apenas na fase de implantação ou para estudos específicos. Em geral, esses estudos estão relacionados à dragagem ou problemas de excesso de depósitos sedimentares, que podem afetar a operação do empreendimento. Dessa forma, para o estabelecimento da linha-base descrita neste relatório, foram utilizados documentos produzidos em estudos acadêmicos, bem como no relatório *Serviço de levantamento topobatimétrico e monitoramento sedimentométrico e sedimentológico – 2º Ciclo*, da UHE Mascarenhas (FEST, 2014).

Os estudos sobre a qualidade dos sedimentos são mais abundantes na região do QF. A Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP) é uma das maiores produtoras deles. Em geral, o estado de Minas Gerais possui mais estudos sobre a qualidade dos sedimentos na bacia do rio Doce. Neste relatório, serão apresentados os resultados dos seguintes estudos: Jordão et al. (1996), Costa (2001, 2007), Basílio (2005), Rhodes (2010), Varejão et al. (2011), Silva et al. (2013), Fundação Espírito-Santense de Engenharia (FEST, 2014), Pacheco (2015), Santolin (2015) e CPRM (2016).

Como os estudos não utilizaram a mesma malha amostral e empregaram metodologias diferentes, os resultados serão apresentados separadamente. As variáveis que continham uma série de dados mais robusta e eram mais representativas, no sentido de estarem presentes na lama e no rejeito da Samarco, foram agrupadas e avaliadas por trecho afetado, para a análise da distribuição espacial dos dados. A metodologia utilizada para a elaboração da distribuição espacial dos dados preexistentes está apresentada no item a seguir.

Os resultados das análises foram comparados à Resolução CONAMA nº 454/2012 (BRASIL, 2012), que estabelece valores orientadores para a qualidade do sedimento, representada em função

da concentração de contaminantes, com vistas à proteção da vida aquática. Essa qualidade foi baseada nos valores estabelecidos pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME) para arsênio, metais pesados e compostos orgânicos. De acordo com a Resolução, existem dois níveis de limiares:

- **Nível 1:** limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota;
- **Nível 2:** limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota.

O trabalho de Santolin (2015) também considerou o Índice de Geoacumulação (Igeo) e o Fator de Enriquecimento (FE) para a avaliação das amostras.

O Igeo estabelece uma razão entre as concentrações locais de metais contidos nos sedimentos e um valor de referência tomado como padrão (ou valor de *background*), de acordo com a seguinte equação:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_m}{1,5 \times C_{bg}}$$

Em que:

C_m = concentração medida do metal m no sedimento;

C_{bg} = concentração assumida como *background* para o metal m ;

1,5 = fator que minimiza as possíveis variações dos valores de *background* para determinado metal no ambiente, assim como pequenas influências antropogênicas.

O valor do índice resultante é classificado de acordo com a Tabela 127.

Tabela 127 – Classificação da qualidade do sedimento, de acordo com o Igeo.

Valor do índice	Classe	Qualidade do sedimento
≤ 0	0	Não poluído
0 - 1	1	Não poluído a moderadamente poluído
1 - 2	2	Moderadamente poluído
2 - 3	3	Moderada a fortemente poluído
3 - 4	4	Fortemente poluído
4 - 5	5	Forte a extremamente poluído
> 5	6	Extremamente poluído

Fonte: Müller (1979 apud SANTOLIN, 2015).

O FE quantifica o impacto antropogênico no meio aquático. Geralmente, ele é dividido em duas faixas de valores: a menor relaciona diretamente o metal analisado como sendo de origem natural, e a superior estabelece o metal como oriundo de outras fontes, incluindo as antropogênicas. É determinada pela seguinte equação:

$$FE = \frac{M_{sed}}{R_{sed}} / \frac{M_{bg}}{R_{bg}}$$

Em que:

M_{sed} = concentração medida do metal M no sedimento;

R_{sed} = concentração do elemento normalizador R (usualmente, alumínio) no sedimento;

M_{bg} = concentração assumida como *background* para o metal M;

R_{bg} = concentração assumida como *background* do elemento normalizador R.

Por convenção, valores menores que 1,5 são considerados uma indicação de que os metais analisados podem inteiramente fazer parte à composição geológica do material ou à influência de intemperismo. Valores superiores a 1,5 são interpretados como de possível proveniência de outras fontes, como biota ou contaminação ambiental (ZHANG; LIU, 2002 apud SANTOLIN, 2015; FENG et al., 2004 apud SANTOLIN, 2015; HORTELLANI et al., 2008 apud SANTOLIN, 2015).

5.1.2.1.1 Distribuição espacial dos dados

Para melhor entendimento dos dados levantados pela bibliografia analisada, foi realizada uma análise de distribuição espacial dos elementos (metais e semimetais) mais abundantes em número de dados e mais representativos quanto à sua presença na região de estudo. Os elementos analisados foram: arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn). O estudo desenvolvido por CPRM (2016) não foi incluído nesta análise de distribuição espacial por ter sido recebido após a finalização desta, porém os resultados desse estudo são apresentados separadamente no item 5.1.3.2.11.

Para a avaliação, a área de estudo da região fluvial foi dividida em oito trechos:

- Trecho 1: Gualaxo do Norte, da sua nascente até sua foz no rio do Carmo;
- Trecho 2: rio do Carmo, até a confluência com o rio Gualaxo do Norte, no município de Barra Longa;
- Trecho 3: rio Doce, do final do trecho 2 até a barragem da UHE Risoleta Neves;
- Trecho 4: rio Piracicaba, da nascente até sua foz no rio Doce;
- Trecho 5: rio Doce, da jusante da barragem da UHE Risoleta Neves até a confluência com o rio Piracicaba, em Ipatinga;
- Trecho 6: rio Doce, do fim do trecho 5 até a ilha dos Araújo, em Governador Valadares;
- Trecho 7: rio Doce, do fim do trecho 6 até o limite do estado de Minas Gerais;
- Trecho 8: do limite do estado de Minas Gerais até o ponto de amostragem mais próximo da costa do Espírito Santo.

A escolha dos trechos baseou-se em alguns critérios, como a separação em rios, confluências de rios e características geológicas semelhantes. Além disso, foi auxiliada por métodos de agrupamento de dados, os quais buscam captar, de forma conjugada, conjuntos de locais que possuem quantidades parecidas dos elementos analisados. As variáveis agrupadas por trecho foram representadas em gráficos de setores, construídos usando como base as proporções observadas em cada uma das classes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 454/2012: abaixo do nível 1, acima do nível 1 e acima do nível 2. Com a assistência do *software* ArcGIS, os resultados foram apresentados espacialmente em mapas que mostram os rios que formam o rio Doce e os principais afluentes em que foram encontrados dados.

5.1.2.1.2 Parâmetros de avaliação

Aqui, serão descritos os principais parâmetros utilizados para a avaliação da qualidade dos sedimentos.

5.1.2.1.2.1 Granulometria

É o parâmetro que define o tamanho dos grãos do sedimento. Quanto menor for a partícula, maior será a capacidade de absorção das substâncias, como também sua tendência de ficar em suspensão ou ser dissolvidas.

Os sedimentos são classificados com base no tamanho da partícula (BRASIL, 2012). A Tabela 128 apresenta a classificação granulométrica do sedimento, de acordo com o tamanho da partícula, de acordo com o disposto na Resolução CONAMA nº 454/2012. Existem outras classificações semelhantes, com algumas pequenas diferenças no tamanho de partícula, porém as frações mais importantes para este estudo são as classes: areia (soma de todas as subfrações), silte e argila. Os estudos utilizados para este relatório não especificaram a norma de classificação utilizada para a classificação granulométrica dos sedimentos.

Tabela 128 – Classificação granulométrica de sedimento, de acordo com o tamanho da partícula.

Classificação	Tamanho (mm)
Areia muito grossa	2 a 1
Areia grossa	1 a 0,5
Areia média	0,5 a 0,25
Areia fina	0,25 a 0,125
Areia muito fina	0,125 a 0,062
Silte	0,062 a 0,00394
Argila	0,00394 a 0,0002

Fonte: Brasil (2012).

Sedimentos provenientes do intemperismo de rochas e solos são basicamente compostos por argila, silte, areia, matéria orgânica e outras substâncias, em menores proporções, sendo depositados no fundo dos oceanos, rios, lagos e estuários. As partículas menores, como argilas, podem permanecer em suspensão por meses, dependendo das condições de corrente e turbulência da água. Elas são mais rapidamente depositadas em águas salgadas do que doces, devido a fenômenos de superfície. As partículas de argila podem estar negativamente carregadas na superfície, o que mantém outras partículas afastadas. Em águas salgadas, em presença de íons dissolvidos, cátions são adsorvidos na superfície das argilas, neutralizando a carga da partícula. Há, então, a desestabilização do coloide, permitindo sua coagulação (FERGUSSON, 1982 apud SANTOLIN, 2015).

5.1.2.1.2.2 Metais e semimetais

Os metais em sedimentos são provenientes do intemperismo de rochas e solos, deposições atmosféricas e despejos de origem antropogênica. Pela capacidade de retenção dos sedimentos, os metais podem ficar acumulados, podendo ser remobilizados mediante sistemas cíclicos complexos,

que envolvem fatores químicos, biológicos e hidrodinâmicos (RAMIRO PASTORINHO et al., 2012 apud SANTOLIN, 2015).

As pesquisas que priorizam as investigações sobre metais presentes em sedimentos consideram-nos um compartimento aquático ativo e determinante na redistribuição dessas espécies nesse meio (COTTA; REZENDE; PIOVANI, 2006 apud SANTOLIN, 2015). Por não possuírem um caráter de biodegradação, eles permanecem em ciclos biogeoquímicos globais, podendo ocorrer acumulação em algum compartimento ambiental e, dessa forma, oferecer danos a organismos vivos. Como se apresentam de diversas formas nos sistemas aquáticos (solúveis, complexados pela matéria orgânica, associados a particulados em suspensão ou precipitados), podem migrar de um compartimento a outro, mediante processos de adsorção, complexação, precipitação e, ainda, assimilação biológica.

Certos metais fazem parte da composição dos seres vivos, servindo como nutrientes. Alguns são considerados macronutrientes, como, por exemplo, o cálcio e o magnésio, enquanto outros, micronutrientes, ou seja, devem estar presentes em pequenas concentrações na alimentação; acima da concentração ideal, esses elementos podem causar algum dano à saúde. Já os elementos classificados como tóxicos podem causar efeitos nocivos mesmo em concentrações muito baixas. A Tabela 129 apresenta a classificação dos elementos químicos, com base nos efeitos à biota. Neste relatório, será dada prioridade para os resultados dos elementos tóxicos.

Tabela 129 – Classificação dos elementos químicos, com base nos efeitos à biota.

Elementos essenciais		Elementos tóxicos
Macronutrientes	Micronutrientes	
C, Ca, K, N, Na, Mg, O, P, S	B, Co, Cr, Cr ³⁺ , Cu, Fe, I, Mn, Mo, Ni, Se, Zn	Ag, Al, As, Ba, Be, Bi, Cd, Cr ⁶⁺ , Hg, Pb, Sb, Sn, Sr, Ti, V

Fonte: Fergusson (1982 apud SANTOLIN, 2015) e Poleto (2008 apud SANTOLIN, 2015).

5.1.2.2 Caracterização preliminar do *background* geoquímico dos sedimentos e pontos de controle

Para a caracterização geoquímica da região, a partir dos dados advindos das análises físico-químicas dos sedimentos, foram definidas duas áreas distintas. A primeira, denominada de *background*, e a segunda, de pontos de controle.

De forma preliminar, inicialmente foram definidos pontos de coleta de sedimentos de corrente, em áreas não antropizadas, situadas a montante das áreas de mineração, próximo às cabeceiras de drenagens de afluentes do rio Doce, com o intuito de quantificar, ainda que de modo prévio, os elementos químicos presentes, principalmente relacionados à presença de metais pesados e sua correlação com o *background* natural. A presença desses metais pode estar associada aos aspectos geológicos, decorrentes, sobretudo, dos processos de intemperismo e de lixiviação sobre os maciços geológicos existentes, principalmente, sobre as formações ferríferas bandadas, os itabiritos.

Ressalta-se que, como o objetivo desta análise foi a determinação prévia dos valores geoquímicos naturais de fundo (*background*), que caracterizam a linha-base, esses pontos de coleta encontram-se localizados fora da área de influência do fluxo de rejeito, a montante das áreas da Vale e Samarco.

Já os pontos de controle foram definidos para drenagens em áreas antropizadas, com eventual contribuição de outras mineradoras. Esses pontos foram elencados a partir da presença de processos minerários em atividade a montante, principalmente os que apresentam substâncias tais como: bauxita, cobre, ferro, ferro manganês, hematita, itabirito, magnetita, manganês, minério de alumínio, minério de cobre, minério de ferro e minério de ouro. A descrição detalhada desses processos é apresentada no item Processos Minerários.

5.1.2.2.1 Coleta

As coletas de sedimentos foram realizadas conforme o Procedimento de Coleta de Sedimentos de Correntes (PEA – 413), apresentado no Apêndice E. Na campanha preliminar realizada em 2017, foram coletadas duas amostras para a caracterização do *background* e três amostras para pontos de controle.

Os locais de amostragem para o *background* situam-se nas cabeceiras das drenagens do rio Piracicaba e Jacuba, afluentes do rio Gualaxo do Norte, e as dos pontos de controle, nos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Piranga.

Após a coleta desses sedimentos, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Minerais e Rochas (LAMIR) para a determinação Fluorescência de raio X (FRX) e Difratometria de raio X (DRX) e ao controle analítico para análise química elementar por técnicas de ICP.

5.1.2.3 Processos minerários

Os dados referentes aos processos minerários, para fins de caracterização da linha-base, foram obtidos junto à Agência Nacional de Mineração (ANM – antigo DNPM), Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE).

A metodologia consistiu em selecionar os processos em atividade, anteriores ao rompimento da barragem e que, portanto, poderiam ter eventual influência na área de estudo. Destes, os processos em fase de requerimento de pesquisa, requerimento de lavra, requerimento de lavra garimpeira, autorização de pesquisa, requerimento de licenciamento e requerimento de registro de extração foram desconsiderados, pois ainda não se encontravam em atividade de extração.

Dessa forma, foram listados e selecionados os processos de concessão de lavra, de lavra garimpeira, de licenciamento e de registro de extração, pois essas minerações já se encontravam em processo de extração e podem ter contribuído com diferentes elementos poluidores para a área da bacia.

Como a maioria desses dados refere-se a todo o estado de Minas Gerais e do Espírito Santo, posteriormente foram realizados filtros, considerando a rede hidrográfica, mais especificamente aquelas cujas bacias pertencem ou contribuem para a bacia do rio Doce, de modo que foram selecionados apenas aqueles que de fato poderiam ter relação com a área de estudo.

5.1.3 RESULTADOS

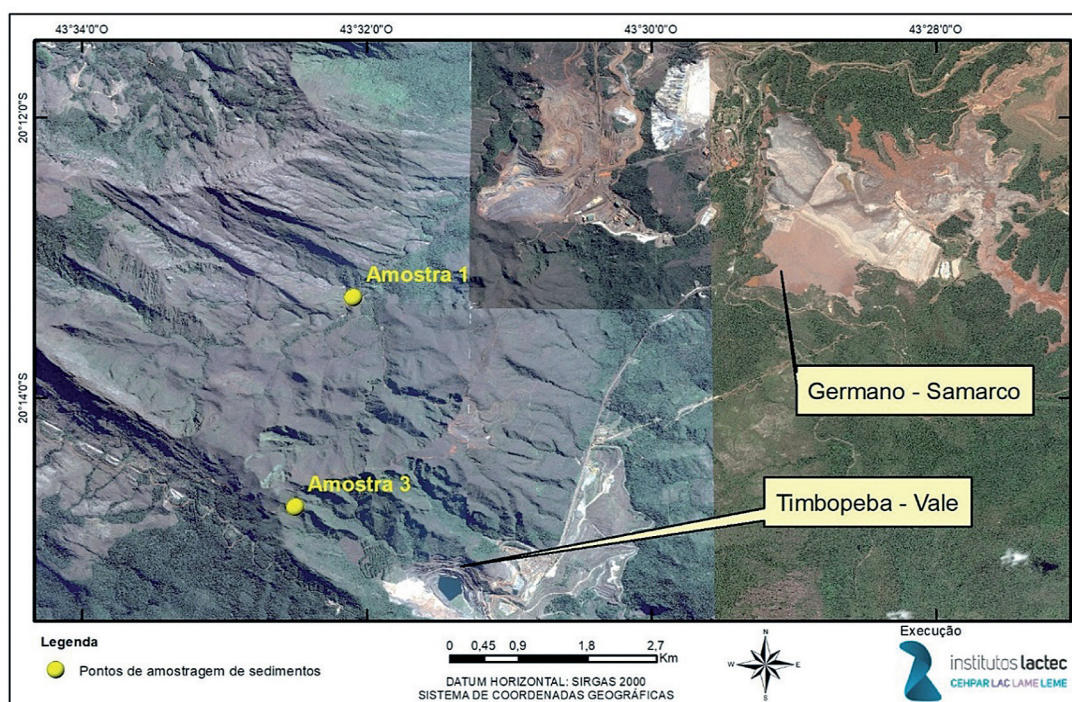
5.1.3.1 Caracterização do *background* geoquímico dos sedimentos

Matschullat, Ottenstein e Reimann (2000) preconizam que o valor de referência ou *background*, para um dado elemento químico, pode ser definido como a concentração máxima de um dado elemento, em uma região, considerando um ambiente sem contribuição antrópica. Do ponto de vista ambiental, os “valores de referência” naturais podem ser entendidos como uma medida relativa para distinguir entre a concentração natural do elemento ou composto químico e a concentração influenciada por atividades antrópicas.

Conforme mencionado, foram selecionados alguns pontos em áreas não antropizadas, para fins de caracterização do *background* natural. Desses pontos, preliminarmente foram realizadas as coletas e análises de dois deles. Esses pontos são provenientes da região dos limites da serra da Gandarela, nas nascentes do rio Piracicaba e na região superior da mina de Timbopeba, nas nascentes do rio Gualaxo do Norte, conforme mostrado na **Figura 396**.

Para as atividades subsequentes do diagnóstico, estão previstas ao total seis amostras em áreas semelhantes, cujos dados serão apresentados nos relatórios do dano.

Figura 396 – Localização dos pontos de coleta de sedimentos de corrente em áreas não afetadas sobre imagem orbital World View 2 de 10/11/2015.



Amostra 01 – coordenadas UTM 23S – 653089/7763357 – localizada na região das nascentes do rio Piracicaba, na serra do Gandarela, em área não antropizada, cujo acesso foi realizado a partir de estradas secundárias, controladas pelas minerações da Vale e Samarco. A drenagem onde foi realizada a coleta apresenta-se de forma encaixada, com presença de muitos blocos de rocha (Figura 397).