



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS

CAMPUS DE PALMAS

CURSO DE MESTRADO PROFISSIONAL EM ENGENHARIA AMBIENTAL

EMANOEL SANTOS DA SILVA

**INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE MINERÁRIA DE FOSFATO NA
QUALIDADE DA ÁGUA: CASO DO RIO BEZERRA EM ARRAIAS-TO**

Palmas/TO
2021

EMANOEL SANTOS DA SILVA

**INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE MINERÁRIA DE FOSFATO NA
QUALIDADE DA ÁGUA: CASO DO RIO BEZERRA EM ARRAIAS-TO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Tocantins – UFT, Campus Universitário de Palmas, Curso de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental e aprovada em sua forma final pelo Orientador.

Orientador: Dr. Fernán Enrique Vergara Figueroa

Palmas/TO
2021

FOLHA DE APROVAÇÃO

EMANOEL SANTOS DA SILVA

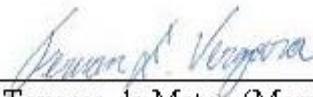
INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE MINERÁRIA DE FOSFATO NA QUALIDADE DA ÁGUA: O CASO DO RIO BEZERRA EM ARRAIAS-TO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Nível Mestrado Profissional, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental. A presente dissertação foi aprovada pela Banca Examinadora composta pelos membros abaixo relacionados:

BANCA EXAMINADORA

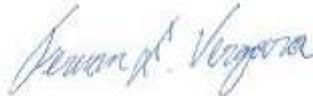


Dr. Fernán Enrique Vergara Figueroa (Presidente da Banca)
Universidade Federal do Tocantins



P/

 Dra. Flávia Tavares de Matos (Membro Titular Interno)
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária



P/

 Dr. Emerson Adriano Guarda (Membro Titular Externo)
Universidade Federal do Tocantins

Aprovada em: 13 de outubro de 2021

Universidade Federal do Tocantins, Campus Universitário de Palmas

O evento foi realizado por meio de vídeo conferência, conforme Art. 56-A da Resolução nº 13, de 22 de março de 2017, pela necessidade cautelar de distanciamento social em virtude da pandemia causada pelo coronavírus (SARS-CoV-2)

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

- S586i Silva, Emanuel Santos da.
Influência da atividade minerária de fosfato na qualidade da água: caso do rio Bezerra em Araias-TO. / Emanuel Santos da Silva. – Palmas, TO, 2021.
115 f.
- Dissertação (Mestrado Profissional) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) Profissional em Engenharia Ambiental, 2021.
Orientador: Fernán Enrique Vergara Figueroa
1. Qualidade da água. 2. Atividade minerária. 3. Métodos estatísticos. 4. Indicadores de qualidade da água. I. Título

CDD 628

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

RESUMO

O presente estudo tem por objetivo avaliar a qualidade da água do rio Bezerra, município de Arraias/TO, ponderando a influência da atividade minerária de exploração de fosfato em relação aos mananciais inseridos na área objeto de estudo. Para tanto, este trabalho promoveu uma consolidação de dados por meio da aplicação dos métodos estatísticos, análise de componentes principais (PCA) e análise de variância (ANOVA), para tratamento dos resultados históricos do monitoramento contemplando a bacia do rio Bezerra, bem como da aplicação auxiliar de indicadores de qualidade da água. Por meio da PCA, os 4 primeiros componentes principais representaram pouco mais de 70% da variância total dos dados. Já pela ANOVA, indicou-se que pelo menos uma das interações entre os grupos analisados em escala espacial e temporal promovida possuía diferença significativa. Foram observadas também diferenças significativas entre as campanhas de coleta amostral conduzidas antes e as após o início operacional do empreendimento minerário na área de estudo. Os índices aplicados na análise indicaram, no geral, condições de trofia intermediárias na maioria dos pontos amostrados e condições ainda satisfatórias da qualidade da água dos mananciais, apesar de observações relevantes detectadas em relação a alguns dos parâmetros analisados para o ambiente, com destaque para as concentrações de Fósforo Total detectadas no rio Bezerra. Concluindo-se então pelo estudo realizado que houve interferência significativa do empreendimento sobre a qualidade das águas da região, contudo, os recursos hídricos monitorados encontram-se ainda em condições aceitáveis quanto a qualidade de suas águas.

Palavras-chave: qualidade da água, atividade minerária, métodos estatísticos, indicadores de qualidade da água.

ABSTRACT

The present study aims to evaluate the water quality of the Bezerra River, municipality of Arraias/TO, considering the influence of the mining activity of phosphate exploration in relation to the springs inserted in the area object of study. Therefore, this work promoted a consolidation of data through the application of statistical methods, principal components analysis (PCA) and analysis of variance (ANOVA), for the treatment of historical monitoring results covering the Bezerra river basin, as well as the auxiliary application of water quality indicators. Through PCA, the first 4 principal components represented just over 70% of the total variance of the data. By ANOVA, it was indicated that at least one of the interactions between the groups analyzed in promoted spatial and temporal scale had a significant difference. Significant differences were also observed between the sampling campaigns conducted before and after the operational start of the mining enterprise in the study area. The indices applied in the analysis indicated, in general, intermediate trophic conditions in most of the sampled points and still satisfactory conditions for the water quality of the springs, despite relevant observations detected in relation to some of the parameters analyzed for the environment, with emphasis on the Total Phosphorus concentrations detected in the Bezerra River. It is concluded from the study carried out that there was significant interference of the enterprise on the quality of the water in the region, however, the monitored water resources are still in acceptable conditions regarding the quality of their waters.

Keywords: water quality, mining activity, statistical methods, water quality indicators.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	JUSTIFICATIVA	11
3	OBJETIVOS	13
3.1	Objetivo Geral	13
3.2	Objetivos Específicos	13
4	REVISÃO DE LITERATURA	14
4.1	Qualidade da água e Usos Preponderantes dos Recursos Hídricos	14
4.2	Aspectos Gerais de Influência para a Qualidade da Água	16
4.3	Eutrofização de Corpos Hídricos	21
4.4	Dinâmica do Fósforo e Nitrogênio	25
4.5	Impactos da Mineração Sobre os Recursos Hídricos	28
4.6	Técnicas de Análise Aplicadas ao Estudo	31
4.6.1	Análise Exploratória Multivariada	31
4.6.2	Indicadores de Qualidade da Água	33
5	METODOLOGIA	36
5.1	Área de Estudo	36
5.1.1	Dinâmica de Uso e Ocupação do Solo	37
5.2	Etapas Metodológicas	39
5.2.1	Monitoramento da Qualidade da Água	40
5.2.2	Tratamento Estatístico dos Dados e Análise Exploratória Multivariada	43
5.2.3	Indicadores de Qualidade da Água	45
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
6.1	Análise Exploratória Multivariada	50
6.1.1	Estatística Descritiva dos Dados de Monitoramento	50
6.1.2	Correlação das Variáveis de Qualidade da Água	64
6.1.3	Análise de Componentes Principais – PCA	65
6.1.4	Análise de Variância – ANOVA	71
6.2	Indicadores de Qualidade da Água	76
6.2.1	Índice de Estado Trófico – IET	76
6.2.2	Índices de Qualidade da Água - IQA	81

7	CONCLUSÕES.....	98
8	REFERÊNCIAS	100
9	ANEXOS	108

1 INTRODUÇÃO

Os empreendimentos minerários dependem diretamente do consumo de recursos naturais para se desenvolverem, configurando-se, portanto, como uma atividade antrópica fortemente impactante (LEITE et al., 2017), entretanto, ao mesmo tempo são considerados como essenciais ao desenvolvimento econômico e social.

Apesar de imprescindível ao desenvolvimento econômico, Leite et al. (2017) citam que além dos impactos negativos sobre a cobertura vegetal nativa, a atividade de exploração mineral acarreta também impactos negativos diretos sobre os recursos hídricos. Bohrer (2016) pondera ainda que quando a mineração está atrelada ao consumo de água, torna-se uma atividade de forte conflito junto à sociedade, referindo-se a um processo antrópico de grande impacto.

A demanda por fósforo é cada vez mais crescente no Brasil e no mundo, tendo em vista a segurança alimentar, já que o uso deste mineral é relacionado diretamente à produção agrícola, o que torna a mineração de fosfato uma atividade de “utilidade pública”, conforme Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Uma atividade econômica de grande relevância, portanto (SILVA, 2020).

A mineração de fosfato é voltada especialmente à produção de fertilizantes agrícolas, compreendendo a comercialização do bem mineral em sua forma natural - envolvendo apenas o beneficiamento físico do minério, e/ou em sua forma enriquecida - após processo de beneficiamento químico, em que se eleva os níveis de fósforo disponíveis (IBRAM, 2011).

É comum para a mineração de grande porte voltada à exploração de fosfato apresentar uma estruturação composta por planta industrial e por barramentos auxiliares, em especial de bacias de disposição de rejeitos minerários oriundos da etapa de beneficiamento inicial do minério explorado, sendo empregada em muitos casos as regiões de drenagens naturais para o recebimento da barragem de disposição de rejeitos minerários, por se considerar favoráveis, sob a ótica técnica e financeira, os aspectos topográficos do terreno para a concepção estrutural da barragem e para a contenção física do material disposto (VALE, 2021).

Na zona rural do município de Arraias/Tocantins encontra-se em operação um dos principais empreendimentos de exploração minerária de fosfato existentes no Estado, contando com uma planta industrial (etapa de beneficiamento e etapa química) e dois barramentos instalados no leito natural do rio Bezerra, sendo uma barragem destinada ao recebimento dos rejeitos minerais oriundos da etapa de beneficiamento da planta industrial e a

segunda, localizada em porção a jusante da primeira, referente a uma barragem de acumulação empregada para a captação de água bruta voltada ao processo industrial do empreendimento.

O rio Bezerra, corpo hídrico afluente do rio Paranã, tem suas nascentes na zona rural do município de Arraias, Estado do Tocantins, e alguns de seus trechos servem de limite entre os estados do Tocantins e Goiás.

A região sudeste do Estado do Tocantins é caracterizada por ter déficit hídrico, apresentando baixos índices pluviométricos (TOCANTINS, 2012). Esse déficit, associado a outros fatores ambientais, exerce influência direta sobre as características hidrológicas dos recursos hídricos locais. Situação que potencializa a importância do rio Bezerra para a população de Arraias e região, onde existem várias atividades antrópicas, que vão desde atividades agrícolas de caráter de subsistência, a empreendimentos do ramo minerário, como o já citado.

Alterações da qualidade da água do rio Bezerra foram percebidas após concepção deste empreendimento minerário, culminando na elevação de alguns constituintes, especialmente em relação às concentrações de fósforo total, relacionando-se ao lançamento dos rejeitos minerários na barragem de disposição implantada no leito natural do rio.

A presença de um rejeito mineral disposto em leito natural do rio Bezerra, mesmo em caso de disposição controlada na área da barragem de rejeitos, gera preocupação aos órgãos ambientais e instituições de controle nas esferas Estadual e Federal, sobretudo, para os usuários dos recursos hídricos, especialmente após os eventos de ruptura de barragens minerárias ocorridas no Estado de Minas Gerais que causaram severa poluição sobre os recursos hídricos locais, afetando diretamente os usos múltiplos da água. Esse contexto faz com que a população local de Arraias busque esclarecimentos sobre a qualidade das águas do rio Bezerra, visando elucidar a seguinte questão principal: as alterações percebidas no manancial atuam como fator limitante aos usos múltiplos da água?

Desta forma, este trabalho avaliou a qualidade da água tendo como base os dados de monitoramento ambiental do empreendimento minerário de fosfato contextualizado, por meio de tratamento estatístico e da aplicação de índices de qualidade e de avaliação de estado trófico, observando-se em especial as concentrações relacionadas aos parâmetros de nutrientes ao longo de sua fase implantação, considerando a existência de ambientes lênticos (barramentos) e lóticos e se essas possíveis alterações afetariam os usos preponderantes da bacia.

2 JUSTIFICATIVA

O desempenho de atividades econômicas sem o devido controle, especialmente as do ramo minerário, pode acarretar desequilíbrios ambientais severos, de difícil mitigação, prejudicando diretamente os usos preponderantes de um manancial, possuindo grande relevância regional.

A região de estudo carece ainda de estudos técnicos voltados para a bacia hidrográfica, o que dificulta a prática de ações de gestão eficientes para garantia da qualidade ambiental dos recursos naturais locais, e é por esse contexto que se torna relevante a condução do presente estudo, para poder avaliar, entender e então esclarecer as condições de qualidade da água do rio Bezerra frente ao desempenho de atividade minerária de exploração de fosfato implantada na região.

O entendimento das condições ambientais de uma bacia é um dos temas tratados pela Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, especialmente no que tange os planos de recursos hídricos, exigindo-se, entre outros aspectos, o diagnóstico da situação dos recursos hídricos, sendo uma das bases técnicas ao gerenciamento dos mananciais.

Tendo como base o acompanhamento ambiental do empreendimento minerário existente em Arraias, o órgão ambiental de controle no Estado do Tocantins tem indicado elevação das concentrações de fósforo na água do rio Bezerra, em patamares acima do que prevê a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, para águas doces de classe 02. Conforme ponderam Fernandes et al. (2016). O fósforo é um importante nutriente para produtores primários na água, em excesso estimula o crescimento de organismos fotossintetizadores, desencadeando florações indesejáveis, causando eutrofização.

O processo de eutrofização, por sua vez, pode acarretar vários impactos ambientais ao meio aquático, como a mortandade de peixes em função da redução de oxigênio do meio, alterações de pH, o que pode inviabilizar o uso da água para fins de abastecimento público e o contato primário em função da presença de toxinas liberadas por cianobactérias (cianofíceas). Este entendimento é amplamente tratado por variados autores, como Von Sperling (2014) e Esteves (2011), ponderando o fósforo como o nutriente limitante para a explosão de florações de algas na água.

A literatura limnológica pondera especialmente a relação do fósforo na água ao processo de eutrofização de ambientes aquáticos, sendo a consequência desse processo o limitador aos usos preponderantes dos recursos hídricos.

A princípio, a presença do fósforo por si só não seria um fator de limitação aos usos, já que é um nutriente imprescindível aos organismos vivos, incluindo os aquáticos, sendo um macroelemento essencial em diversos processos bioquímicos, atuando diretamente para o desenvolvimento celular (SCHLESINGER, 1991, apud EMÍDIO, 2012; PAULA FILHO et al., 2012).

Desta forma, determinar a relação de influência que outros parâmetros de qualidade da água teriam em relação às concentrações de fósforo presentes na água do rio Bezerra e no processo de eutrofização e se as concentrações percebidas são significativas para o ambiente de estudo a ponto de causarem agravos ao ambiente e usuários, denotando sua influência para a qualidade da água, atuam como o diferencial deste trabalho, tratando-se de uma consolidação de dados oriundos de um monitoramento ambiental histórico executado na região de interesse.

Por isso, é de grande relevância elucidar essas questões pontuadas, já que se relacionam diretamente à qualidade da água e ao bem-estar social da região de estudo, sendo a motivação para o desenvolvimento do presente projeto de pesquisa.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a qualidade da água do rio Bezerra em função do desempenho de atividade minerária de exploração de fosfato realizada na zona rural do município de Arraias/Tocantins.

3.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar a qualidade da água do rio Bezerra considerando as fases prévia e pós-implantação de projeto minerário, ponderando a relação de influência entre os parâmetros de qualidade da água;
- Estabelecer o estado trófico dos ambientes aquáticos inseridos na área de estudo definida;
- Classificar os corpos hídricos presentes na área de estudo quanto ao nível de qualidade de suas águas em um contexto de análise espacial e temporal.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Qualidade da água e Usos Preponderantes dos Recursos Hídricos

No Brasil, o enquadramento de corpos de água em classes segundo os usos preponderantes dos recursos hídricos só se deu em 1986, após a criação da Portaria MINTER nº 0013, que em 1986, foi substituída pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 20, sendo também, posteriormente, substituída pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 357/05. A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, definiu o enquadramento dos corpos de água em classes como um dos cinco instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PIZELLA e SOUZA, 2007).

O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, classificou as águas em doces (salinidade menor ou igual a 0,05%), salobras (salinidade maior que 0,05% e menor que 3,0%) e salinas (salinidade igual ou maior que 3,0%). Essa classificação teve por objetivo estabelecer o uso preponderante dos corpos de água. Sendo com base nesta classificação que se dará o destino do uso da água, conforme pondera Sirvinskas (2008).

A Resolução CONAMA nº 357/2005, alterada pelas Resoluções n. 410/2009 e 430/2011, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e dá outras providências. Se faz importante considerar a necessidade de se criar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas em relação às classes estabelecidas no enquadramento, de forma a facilitar a fixação e controle de metas visando atingir gradativamente os objetivos propostos por meio de um planejamento para a gestão.

Conforme tratado pelo artigo 3º da Resolução CONAMA nº 357/2005, as águas doces, salobras e salinas do território nacional são classificadas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes em treze classes. As águas doces estão classificadas em classe especial, e em classe 1 a classe 4; já as águas salobras e salinas são classificadas também em classe especial, e em classe 1 a classe 3.

Importante relatar o que traz ANA (2020) em relação às águas de classe especial, indicando que para elas devem ser mantidas as condições naturais do ambiente, não sendo aceitos lançamento de efluentes, mesmo que tratados. Para as demais classes, são admitidos níveis crescentes de poluição, sendo a classe 1 com os menores níveis e as classes 4 (águas doces) e 3 (águas salobras e salinas) as indicadas com maiores níveis de poluição. Deste modo, da classe especial a classe 4 (águas doces) e/ou classe 3 (salobras e salinas) tem-se usos

dos recursos que variam de um caráter mais nobre àqueles de menor exigência em termos de qualidade para seu desenvolvimento (Figura 1).

Figura 1. Classes de enquadramento e respectivos usos e qualidade da água.



Fonte: ANA (2020).

Cita-se ainda em relação à classificação dos corpos de água superficiais, tendo como referência o artigo 42 da referida Resolução CONAMA n° 357/2005, que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces do território nacional serão consideradas classe 2. A classificação das águas em função dos usos preponderantes, segundo a resolução CONAMA n° 357/2005, é sintetizada por Von Sperling (2014) no Quadro 1.

Quadro 1. Classificação das águas superficiais em função dos usos preponderantes.

Uso	Doces				Salinas			Salobras					
	Esp.	1	2	3	4	Esp.	1	2	3	Esp.	1	2	3
Abastecimento para consumo humano	X (a)	X (b)	X (c)	X (d)							X (d)		
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X					X				X			
Preservação de ambientes aquáticos em UCs de proteção integral	X					X				X			
Proteção de comunidades aquáticas		X (h)	X				X				X		
Recreação de contato primário (*)		X	X				X				X		
Irrigação		X (e)	X (f)	X (g)							X (e,f)		
Aquicultura e atividade de pesca			X				X				X		
Pesca amadora					X			X					X
Dessedentação de animal					X								
Recreação de contato secundário					X			X					X
Navegação									X				X
Harmonia paisagística					X				X				X

Notas: a) com desinfecção; b) após tratamento simplificado; c) após tratamento convencional; d) após tratamento convencional ou avançado; e) hortaliças consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; f) hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; g) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; de forma geral, em comunidades indígenas; (*) conforme resolução CONAMA n° 274/2000 (balneabilidade). Fonte: Von Sperling (2014, p. 235).

Em relação as águas doces de classe 2, compreendendo, portanto, a maior parte dos recursos hídricos superficiais do território Nacional em função de ausência do seu real enquadramento (SOBRAL et al, 2008), a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece as seguintes condições de qualidade, conforme seção II, artigo 15.

Art 15. Aplicam-se às águas doces de classe 2 as condições e padrões da classe 1 previstos no artigo anterior, à exceção do seguinte:

I - não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

II - coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA no 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;

III - cor verdadeira: até 75 mg Pt/L;

IV - turbidez: até 100 UNT;

V - DBO₅ dias a 20°C até 5 mg/L O₂;

VI - OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L O₂;

VII - clorofila a: até 30 µg/L;

VIII - densidade de cianobactérias: até 50000 cel/mL ou 5 mm³ /L; e,

IX - fósforo total: a) até 0,030 mg/L, em ambientes lênticos; e, b) até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

Importante pontuar que os padrões de qualidade das águas estabelecidos pela Resolução de interesse constituem-se em limites individuais para cada substância no ambiente aquático. E ainda que considerando eventuais ações sinérgicas entre elas, essas ou outras não especificadas, não poderão conferir às águas características capazes de causarem efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida (BRASIL, 2005).

4.2 Aspectos Gerais de Influência para a Qualidade da Água

De acordo com Pereira (2018), a qualidade da água pode ser influenciada por diversos fatores, envolvendo aspectos de caráter natural, como o clima, a cobertura vegetal, a topografia, a geologia, bem como por aspectos antrópicos, sobretudo, pelas formas de uso e o

manejo do solo de uma bacia hidrográfica. O mesmo autor pondera ainda que os vários processos que controlam a qualidade da água de determinado manancial fazem parte de um frágil equilíbrio, onde alterações de ordem física, química ou climática podem modificar a qualidade das águas superficiais.

EEA (2018) faz abordagem similar ao resumir como principais problemas influenciadores da qualidade das águas as alterações climáticas, poluição, alterações físicas e a sobre-exploração. Abrangendo, portanto, uma relação de fatores de ordem natural e antropogênicas, especialmente.

Já Costa e Ferreira (2015) apud Passos et al. (2019) trazem como principal ação geradora de impacto ambiental em relação aos recursos hídricos a ação antrópica, como o descarte de resíduos nos sistemas de água, bem como pelas formas desordenadas de uso e ocupação do solo. Esses aspectos têm relação direta com a qualidade da água, reafirmando a necessidade de monitorar sua qualidade de forma a observar as características dos recursos hídricos diante de impactos antrópicos existentes, na tentativa de restringir os seus efeitos para o meio.

ANA (2012) cita que as principais pressões sobre os recursos hídricos compreendem: o lançamento de esgotos domésticos e resíduos sólidos urbanos; poluição industrial; atividades agropecuárias; e a mineração. Afetando diretamente os usos múltiplos potenciais associados.

Segundo Sodré (2012), inúmeras atividades antrópicas são capazes de introduzir no ambiente de formas pontuais e difusas uma série de substâncias e materiais de diferentes características, causando a redução da qualidade das águas.

Para reforçar o entendimento apresentado, o autor supracitado e colaboradores avaliaram a especiação do cobre ao longo do Rio Iguaçu a montante e a jusante da cidade de Curitiba, esta análise permitiu observar que o aporte de esgoto bruto a partir da área urbana levou a mudanças significativas na distribuição e no destino do metal na coluna de água (SODRÉ et al, 2012).

Os processos causadores de degradação dos recursos hídricos influenciam diretamente os usos potenciais associados, a depleção de sua qualidade restringe o emprego para usos mais nobres, demandando maiores recursos ao tratamento da água para permitir a sua utilização em condições de qualidade satisfatórias (VON SPERLING, 2014).

Se observado o que traz a Resolução CONAMA nº 357/2005 em relação às classes de enquadramento dos recursos hídricos, o uso da água para fins de abastecimento público exige

menores condições de tratabilidade prévia da água para aquelas que se apresentam em melhor qualidade, indicando-se tratamento preliminar de menor complexidade para as águas de classe especial e para as de classe 1. A partir da classe 2 de enquadramento é exigido o tratamento prévio convencional ou mesmo avançado da água para fins de abastecimento para consumo humano.

Libânio (2005) sintetiza as principais alterações das características das águas, com base nos tipos de aporte e respectivos impactos, especialmente em relação aos processos de tratamento da água para fins de abastecimento, conforme exposto Quadro 2.

Quadro 2. Alteração nas características das águas superficiais.

Contaminante	Fonte de aporte	Impactos na Qualidade de Água e na Potabilização
Sólidos	Lixiviação de solos rurais e urbanos, lançamento de efluentes e atividades de mineração	Maior aporte de microrganismos. Elevação de dosagem de coagulantes e do volume despendido na lavagem de decantadores e filtros.
Nutrientes (N,P)	Lançamento de efluentes, lixiviação de solos agricultáveis e vias urbanas	Floração de algas, aumento da concentração de nitrato, redução de OD, ressolubilização de ferro e manganês, geração de odor e sabor e da formação de subprodutos da desinfecção. Aumento do custo do tratamento, com perspectiva do emprego de carvão ativado.
Metais pesados	Lançamento de efluentes industriais, lixiviação de solos urbanos.	Toxicidade para organismos aquáticos e elevação do risco sanitário para a água tratada.
Bactérias do grupo coliforme	Lançamento de efluentes domésticos, percolação de fossas, lixiviação de solos urbanos e de criatórios de animais.	Aporte de microrganismos patogênicos, mas resistentes à desinfecção.
Contaminantes orgânicos sintéticos	Lançamento de efluentes industriais, lixiviação de solos agricultáveis.	Aumento do risco sanitário de água tratada e do custo do tratamento pelo uso do carvão ativado para adsorção.
Óleos e graxas	Lixiviação de vias urbanas, percolação por poços de combustíveis.	Toxicidade do meio aquático, possibilidade de geração de odor e sabor.

Nota: P- Fósforo; N- Nitrogênio.

Fonte: Adaptado de Libânio (2005).

Veiga (2010) faz importante consideração em relação à poluição dos recursos hídricos advindas da entrada de nutrientes no meio aquático, indicando que os lançamentos de despejos líquidos sanitários oriundos de fontes pontuais e difusas contribuem para o desencadeamento de eutrofização, reduzindo a qualidade ambiental do recurso hídrico.

Tendo como base diagnóstico de qualidade das águas produzido pela Agência Nacional de Águas – ANA (2017), compreendendo um período de análise dos anos de 2001 a 2015, foi observado que a maior parte dos recursos hídricos monitorados no Brasil apresentavam uma “boa” condição de qualidade, entretanto, o mesmo levantamento indicou

que para cerca de 39% dos pontos monitorados compreendendo corpos d'água inseridos em regiões sob influência de centros urbanos apresentaram condição “péssima” a “regular”.

De maneira geral, para os locais onde há monitoramento pela rede nacional gerida pela Agência Nacional de Águas - ANA, chamam atenção os focos de degradação da qualidade da água nos grandes centros urbanos e nos açudes do Nordeste, prioritários para o controle da poluição hídrica e proteção de mananciais, indicando principalmente a poluição por efluentes domésticos e industriais, influenciando diretamente para situações críticas quantos aos níveis de Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO, Oxigênio Dissolvido - OD e Fósforo (ANA, 2017).

A Fundação SOS Mata Atlântica - SOSMA, tendo como base 2066 análises de qualidade da água em 278 pontos de coleta, compreendendo 103 municípios de 17 Estados do Bioma Mata Atlântica, observou que a avaliação da qualidade da água para a região estudada aponta fragilidade da condição ambiental dos principais rios envolvidos na pesquisa, demandando atenção especial dos gestores públicos e da sociedade em relação ao tema. Esses dados foram levantados entre os anos de 2018 e 2019.

Tais condições de qualidade da água citadas pelo levantamento realizado pela SOSMA (2019) apontaram que a qualidade da água doce superficial é muito suscetível às condições ambientais, às variações e impactos do clima, aos usos do solo e às atividades econômicas existentes na bacia, além das políticas públicas voltadas à região.

Sodré (2012) cita ainda que as atividades antrópicas desenvolvidas em ambientes urbanos e rurais podem provocar alterações drásticas no ambiente natural, de difícil reversão, especialmente para as fontes difusas de poluição, cujas práticas de gerenciamento são ainda pouco difundidas.

De forma análoga ao Brasil, mesmo presente nos países europeus milhares de lagos, rios e águas subterrâneas disponíveis, esses recursos hídricos encontram-se sob enorme pressão afetando a disponibilidade de água e sua qualidade; estando sob influência do crescimento demográfico/urbanização, da poluição e dos efeitos das alterações climáticas, como as secas persistentes (EEA, 2014).

Apesar dos avanços percebidos em relação a melhora da qualidade de água, EEA (2018) traz que a saúde ambiental geral dos recursos hídricos europeus das massas de água da Europa continua a ser precária. A grande maioria dos lagos, rios, estuários e águas costeiras da Europa tem dificuldade em cumprir o objetivo mínimo de “bom estado ecológico”

indicado pela Diretiva Quadro Água (DQA), referência para a qualidade da água dos países membros da União Europeia, e essa condição tende a limitar os usos dos recursos hídricos.

Por exemplo, no ano 2015, mais de 90% dos rios alemães não alcançaram um bom estado ecológico, conforme exigido pela DQA. Esse déficit na qualidade da água é ocasionado principalmente devido à poluição difusa, como escoamento agrícola e por estações de tratamento de águas residuais (EEA, 2018).

Os europeus utilizam a água para variados usos múltiplos, contemplando tanto o abastecimento público, mas também para a agricultura, a indústria transformadora, o aquecimento e o arrefecimento, o turismo e outros setores económicos.

Em 2015, a agricultura foi a responsável por pouco mais de 40% da água consumida na Europa, seguida pela produção elétrica (27,7%) e Indústrias Extrativas, Transformadora e Construção (17,7%), sendo os rios as principais fontes de água ao desenvolvimento destas atividades (64%), exigindo-se uma boa qualidade ambiental desse recurso (EEA, 2018).

Tendo como referência a avaliação nacional dos rios e córregos do território norte americano realizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) entre os anos de 2008 e 2009, foi observado que metade dos rios e córregos dos EUA estavam em más condições biológicas, estando atrelada esta situação ao escoamento de áreas urbanas, práticas agrícolas e ao lançamento de águas residuais (EPA, 2020).

Ainda de acordo Agência de Proteção Ambiental americana, outro fator relevante diz respeito ao transporte de sedimentos para os corpos hídricos analisados em função da degradação da cobertura vegetal ripária observada, causando assoreamento e, como consequência disso, reduzindo a qualidade biológica dos mananciais (EPA, 2020).

Zhu et al. (2018) citam que as atividades desenvolvidas ao longo de riachos urbanos aumentam a entrada de sedimentos nas águas superficiais, causando um declínio geral na qualidade da água e nos ecossistemas aquáticos. Os autores citados fizeram um acompanhamento da qualidade da água durante atividades de construção realizadas ao longo de um riacho urbano em Connecticut, EUA, sendo evidenciado tais impactos citados.

Oishi et al. (2019) conduziram um estudo de qualidade da água envolvendo as cabeceiras do Portage Creek, um afluente do rio Kalamazoo, Michigan, EUA. O manancial fica em um ambiente rural, o que permitiu observar os efeitos da urbanização nas águas superficiais da região monitorada.

Os resultados obtidos por meio do trabalho citado indicaram influência da urbanização em relação à qualidade do recurso hídrico estudado, demonstrando que as porções rurais a

montante apresentaram melhor qualidade de água do que as porções urbanizadas a jusante. A porcentagem de táxons sensíveis de macroinvertebrados bentônicos diminuiu a jusante, correlacionando-se com a diminuição da transparência da água, diminuição do OD (Oxigênio Dissolvido) e aumento do TDS (Sólidos).

Para Bashir et al. (2020), as ações antropogênicas, como descarte inadequado de efluentes municipais industrializados e uso não sistemático de produtos químicos na agricultura, atuam como os principais causadores da piora da qualidade da água, tendo como resultado a eutrofização dos corpos d'água, perda da qualidade da água, perda da biodiversidade, efeitos na saúde humana, deposição de nutrientes e outros poluentes inorgânicos, acidificação e perdas econômicas significativas.

4.3 Eutrofização de Corpos Hídricos

Como resultado da redução da qualidade das águas, inúmeros impactos negativos são desencadeados no meio, como exemplo o processo de eutrofização dos corpos hídricos, que pode relacionar-se tanto a um aspecto quanto a um impacto ambiental em relação à qualidade da água, conforme tratado pela literatura limnológica.

Thomann e Mueller (1987) apud Von Sperling (2014) definem a eutrofização como o crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, em níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências aos usos desejáveis da água.

Esteves (2011) cita que a eutrofização pode possuir uma origem natural, consistindo no carregamento de nutrientes trazidos pelas chuvas e/ou mesmo artificial, induzida pelas atividades antrópicas no meio.

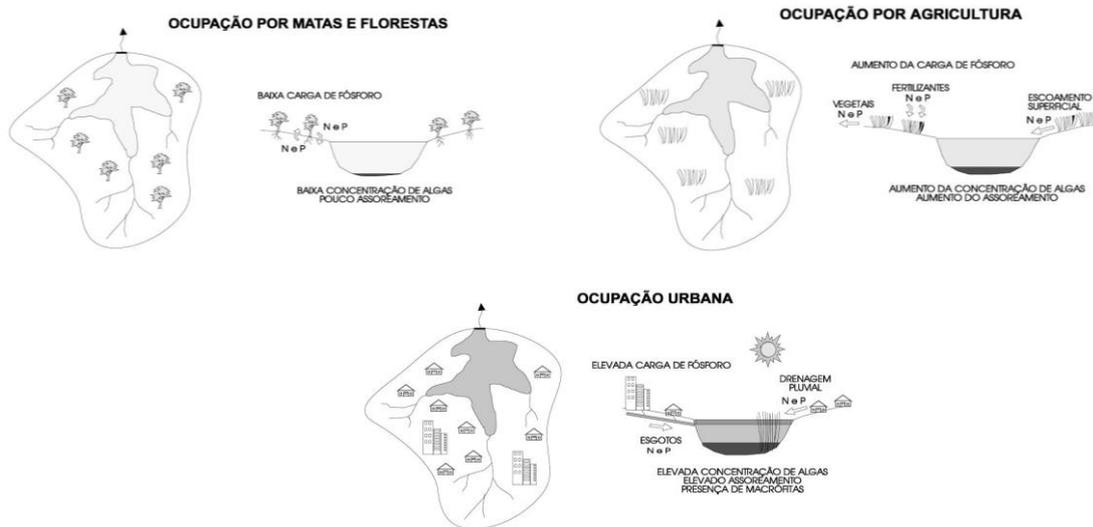
Sendo a de origem artificial, ou cultural como cita o mesmo autor, ocasionada pela disponibilidade de nutrientes como o fósforo, o nitrogênio, além de outras fontes de matéria orgânica presentes em despejos domésticos (esgotos), agropecuários (fertilizantes, ração), que em contato com o meio aquático, servem de alimento para os microrganismos, como por exemplo, as cianobactérias (algas).

Esse mesmo entendimento é tratado por vários autores, como Von Sperling (2014), Tundisi et al. (2008) e Libânio (2005), relacionando como principais fontes de origem do processo de eutrofização artificial as formas de ocupação do solo de bacias hidrográficas, com despejos de efluentes sanitários e o escoamento superficial de áreas agrícolas, carreando material rico em nutrientes ao ambiente hídrico, com destaque ao fósforo e nitrogênio, que em condições de desequilíbrio ambiental desencadeia o crescimento descontrolado de algas no

manancial, prejudicando a biota aquática, afetando diretamente os usos potenciais dos recursos hídricos, sobretudo, o abastecimento público.

As principais causas da eutrofização artificial estão ilustradas pela Figura 2 seguinte.

Figura 2. Principais causas da eutrofização artificial.



Fonte: Von Sperling (2014).

Esse maior aporte de nutrientes no meio pode favorecer o desenvolvimento das algas, especialmente as superiores (macrófitas), que ao se desenvolverem de forma descontrolada, caracteriza o processo de eutrofização do ambiente aquático, podendo acarretar sérios agravos ambientais.

Silva et al. (2017) mencionam que o processo de eutrofização ocasiona a diminuição de oxigênio nas águas, sendo um risco à sobrevivência de organismos aquáticos, especialmente peixes, além do mau cheiro provocado, acarretando também problemas com a navegação e com o abastecimento de água.

Contudo, não é apenas uma condição de aumento da fertilidade dos ambientes aquáticos que atua como fator ao desenvolvimento do processo de eutrofização, dependendo ainda de certas condições ambientais de temperatura, incidência de luz e velocidade de ventos, aspectos físicos do ambiente aquático, podendo conduzir à quebra do equilíbrio biológico no recurso hídrico e favorecer o aparecimento de florações ou “blooms” de algas (ASSUNÇÃO et al., 2017).

O processo de eutrofização de um corpo hídrico é um relevante fator que pode atuar diretamente para a limitação de uso dos mananciais, sendo empregado como um indicador de qualidade das águas, já que este processo normalmente relaciona-se a um ambiente em

desequilíbrio ambiental, afetando a saúde do ecossistema, atividades recreativas e o apelo estético do sistema (EPA, 2020).

Por outro lado, a ausência de algas, por exemplo, pode também atuar como um indicador de qualidade, relacionando-se normalmente a uma turbidez excessiva, herbicidas ou salinização que interferem no crescimento e desenvolvimento das plantas aquáticas (EPA, 2020).

Toné e Neto (2017) relacionam um maior nível de gravidade do processo de eutrofização quando se desenvolve em ambientes lênticos, como lagos e reservatórios, por serem ambientes de lenta renovação de suas águas, causando acúmulo de nutrientes no meio, sobretudo, durante o período de secas em que ocorre redução da quantidade de água.

Esses autores baseiam-se em levantamento realizado pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH), no ano de 2016, concluindo que mais de 80% dos 153 reservatórios monitorados pela companhia apresentavam-se em condição preocupante quanto ao estado trófico dos ambientes analisados.

Yao et al. (2019) consideram que a eutrofização em um ambiente lêntico, como um lago, é caracterizada por uma variedade de indicadores, incluindo concentrações de nitrogênio e fósforo, demanda química de oxigênio, níveis de clorofila e transparência da água.

Os mesmos autores citados conduziram uma avaliação do nível de eutrofização do Lago Nansi na província de Shandong, China, comparando o comportamento do nível trófico em duas diferentes regiões do lago. Os resultados obtidos demonstram que, em 2009 e em 2011 a 2015, o lago superior do Lago Nansi exibiu eutrofização moderada, enquanto o lago inferior exibiu eutrofização leve. Já em 2010 e 2016 as concentrações elevadas de nitrogênio total e fósforo total levaram a um aumento no nível de eutrofização do lago inferior, igualando-se ao mesmo comportamento quanto ao nível trófico do lago superior.

De acordo com C Le et al. (2010), a eutrofização das águas dos lagos tornou-se um dos fatores mais importantes que impedem o desenvolvimento econômico sustentável na China. O conhecimento do estado atual da eutrofização da água do lago e a determinação de seu mecanismo são pré-requisitos para se conceber uma solução sólida para o problema.

Segundo dados oriundos da avaliação nacional dos lagos norte-americanos conduzido no de 2012 pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – EPA, foi descoberto que altos níveis de nutrientes (fósforo e nitrogênio) são comuns nos lagos amostrados, contribuindo diretamente para a proliferação de algas nesses ambientes.

EPA (2020) cita ainda que as atividades humanas, como a agricultura mal administrada ou a suburbanização de bacias hidrográficas podem resultar em poluição por nutrientes dos ambientes aquáticos lênticos, como os lagos.

Hounshell et al. (2018) pontuam que o Estuário do Rio Neuse, localizado na planície costeira da Carolina do Norte – EUA, um estuário eutrófico e raso, possui enriquecimento excessivo de nutrientes, culminando em variados impactos negativos, ou seja, causando a proliferação de algas prejudiciais, hipóxia / anoxia de fundo de água, mortandade de peixes, questões de caráter histórico ocorridas desde os anos 1980.

Assim, um processo descontrolado da floração de algas no ambiente aquático pode influir diretamente para limitação aos usos múltiplos potenciais de um recurso hídrico, especialmente se relacionada a corpos hídricos destinados ao abastecimento público, elevando os custos para o tratamento da água e podendo causar sérios problemas à saúde humana em função da presença potencial de cianobactérias (VON SPERLING, 2014).

EPA (2020) cita que os principais efeitos da proliferação de algas nocivas ou prejudiciais no ambiente aquático referem-se a: produção de toxinas extremamente perigosas que podem adoecer ou matar pessoas e animais; formação de zonas mortas na água; aumento dos custos de tratamento da água potável; e prejudicar atividades industriais que dependem de água em melhor qualidade.

Quevedo e Paganini (2018) trazem como exemplos de problemas relacionados à saúde pública oriundas de processos de floração de algas nocivas, a presença de toxinas provenientes da floração de *Microcystis sp* em reservatório de Caruaru, em Pernambuco, provocando a morte de dezenas de pacientes em uma clínica de hemodiálise, no ano de 1996.

Em mananciais da costa leste dos Estados Unidos, surtos de *Pfiesteria piscicida* ocorridos na década de 1990, em eventos de eutrofização, provocaram danos neurológicos irreversíveis nas pessoas expostas ao material tóxico e volátil produzido.

Apesar da literatura limnológica trazer maior apontamento sobre os impactos e preocupações relacionadas ao controle do processo de eutrofização, é importante enfatizar que as algas, incluindo as nocivas, encontram-se naturalmente nos ambientes aquáticos, seja em ambiente lêntico quanto lótico, que em equilíbrio, condicionam o ecossistema aquático, atuando como grandes produtores de oxigênio para a coluna de água e servindo de alimento à biota aquática (MARQUES E PINHEIRO, 2017).

4.4 Dinâmica do Fósforo e Nitrogênio

O solo desempenha um papel crucial nos ciclos da natureza, entre os quais o ciclo dos nutrientes, que relaciona a quantidade de matéria orgânica presente (carbono, azoto/nitrogênio e fósforo) absorvida e armazenada no solo (EEA, 2019).

Esse entendimento baseia-se no fato de que os compostos orgânicos, como as folhas e as extremidades radiculares, são decompostos em substâncias mais simples por organismos que vivem no solo antes de poderem ser utilizados pelas plantas.

Certas bactérias que vivem no solo transformam nitrogênio atmosférico em azoto mineral, que assim como o fósforo, é introduzido no ambiente aquático em função das práticas de uso e cobertura do solo, bem como por fatores ambientais, como o escoamento superficial, lixiviação e processos erosivos.

Silva (2018) resume o ciclo do fósforo em águas continentais da seguinte forma:

Tendo como origem a sua liberação de rochas por intemperismo e erosão, tanto de caráter natural como antrópico – pela remobilização de solos e sedimentos em função das formas de uso e ocupação territorial. Uma vez liberado, o fósforo chega aos corpos aquáticos continentais por infiltração e lixiviação pelas águas das chuvas. Na natureza o fósforo encontra-se em três formas de fosfato:

- 1) ortofosfato - forma iônica, solúvel e disponível para os produtores primários;
- 2) polifosfatos - comumente adsorvidos a partículas do solo; e
- 3) fosfatos organicamente ligados - que estão presente na matéria orgânica.

Franzen (2009) traz também que o transporte de fosfato (PO_4) dá-se tanto na forma solúvel quanto particulada. Enquanto na forma solúvel (Ps), o PO_4 está imediatamente disponível para os produtores primários, o particulado (Pp), que inclui o PO_4 adsorvido às partículas de solo e presente na matéria orgânica, constitui uma fonte a longo prazo.

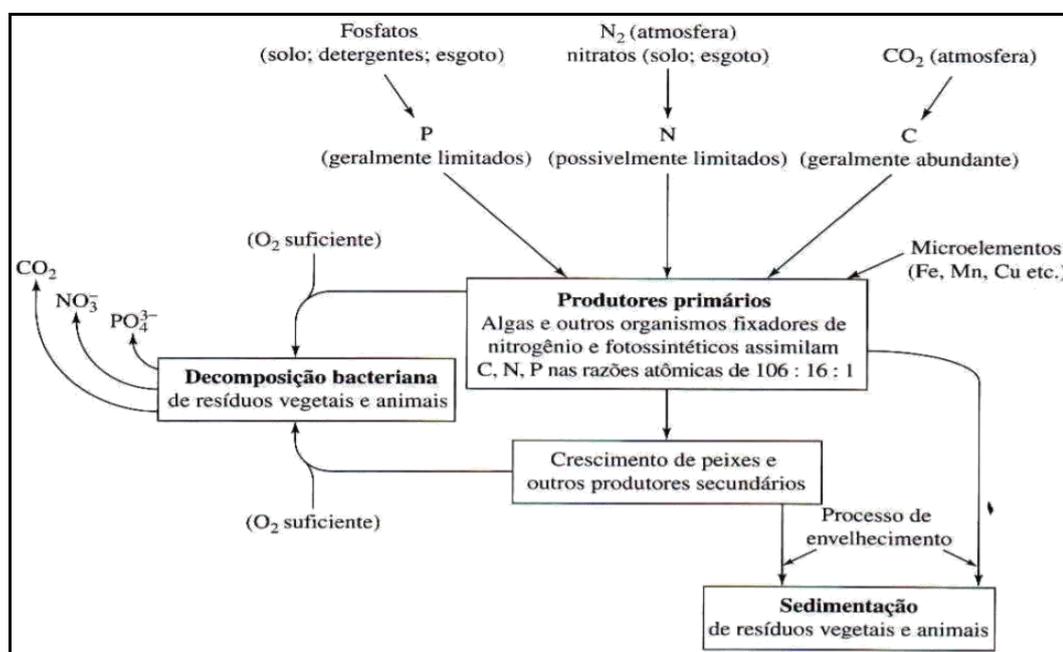
Dentre as formas do fosfato, pode-se destacar os ortofosfatos (solúvel) sobre a ótica ambiental, já que está diretamente disponível para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões em formas mais simples, seja no solo ou no ambiente hídrico. Sua presença normalmente está relacionada ao processo de eutrofização de corpos hídricos (VON SPERLING, 2014).

A dinâmica do fósforo está intimamente ligada aos sedimentos aquáticos. A retenção ou liberação a partir do sedimento estão altamente correlacionadas às condições de oxirredução na interface água-sedimento, e ao pH, temperatura, atividade microbiana (MOORE et al., 1991, OLILA & REDDY, 1997, apud FRANZEN, 2009).

antropogênica: despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes.

Spiro e Stigliani (2009) apud Veiga (2010) resumem a dinâmica de entrada dos principais nutrientes no ambiente aquático, conforme esquema demonstrado pela da Figura 4.

Figura 4. Dinâmica dos nutrientes no ambiente aquático.



Fonte: Spiro e Stigliani (2009) apud Veiga (2010).

Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2020), o fósforo, assim como o nitrogênio, é um nutriente crítico necessário para a vida, sendo o fosfato (PO_4) a forma mais comum usada pelos organismos biológicos, desempenhando papéis importantes na formação de DNA, energia celular e membranas celulares. Por conta disso, tanto o fósforo quanto o nitrogênio são ingredientes comuns em fertilizantes comerciais.

Os fertilizantes introduzem azoto (ou nitrogênio) e fosfatos para estimular o crescimento vegetal, mas nem toda a quantidade é absorvida pelas plantas, fazendo com que o excesso seja carregado para os rios e lagos, podendo afetar os ecossistemas aquáticos (EEA 2019).

O fósforo e o nitrogênio são estressores muito difundidos em corpos hídricos de uma maneira geral. Segundo a EPA (2020), pela avaliação nacional de rios e córregos do território dos Estados Unidos no ano de 2008 e 2009, constatou-se que 46% e 41% do comprimento dos rios e córregos do país possui altos níveis de fósforo e nitrogênio, respectivamente.

Isso pode-se relacionar à presença tanto de fatores naturais como em função da dinâmica de uso e ocupação do solo das bacias hidrográficas, em especial pelo desempenho de atividades agrícolas, lançamento de despejos sanitários, mineração e outras.

Como exemplo, segundo Quevedo e Paganini (2011), no Brasil, a contribuição per capita diária de fósforo nos esgotos domésticos é de 0,7 a 2,5 g e a concentração típica desse nutriente situa-se na faixa de 4 a 15 mg/L. Desse total, a fração inorgânica, que pode ser representada basicamente pela utilização de detergentes, fica compreendida entre 3 e 9 mg/L.

Em relação ao nitrogênio total, a contribuição per capita nos esgotos é de 6 -10 g e a concentração típica varia entre 35 e 60 mg/L; 15 a 25 mg/L para o nitrogênio orgânico; 20 a 35 mg/L para amônia; próximo a 0 mg/L para Nitrito; e entre 0 e 1 mg/L para nitrato (VON SPERLING, 2014).

Von Sperling e Mota (2009) trazem ainda importante consideração sobre a presença do nitrogênio em um curso de água, indicando que a determinação da sua forma predominante pode fornecer informações sobre o estágio da poluição eventualmente ocasionada por algum despejo sanitário a montante, conforme demonstrado no Quadro 3 a seguir.

Quadro 3. Distribuição relativa das formas de nitrogênio segundo distintas condições.

Condição	Forma Predominante
Esgoto bruto	Nitrogênio orgânico Amônia
Poluição recente em um curso de água	Nitrogênio orgânico Amônia
Estágio intermediário de poluição em um curso de água	Nitrogênio orgânico Amônia Nitrito (em menores concentrações) Nitrato
Poluição remota em curso de água	Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação	Nitrogênio orgânico (em menores concentrações) Amônia
Efluente de tratamento com nitrificação	Nitrato
Efluente de tratamento com nitrificação/desnitrificação	Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Mota (2009).

4.5 Impactos da Mineração Sobre os Recursos Hídricos

São vários os impactos ambientais relacionados à atividade minerária, já que essa é uma atividade que depende diretamente da exploração dos recursos naturais para se desenvolver, configurando-se como uma atividade altamente impactante para os compartimentos ambientais de interação (SANTOS e MELLO, 2013).

Como exemplo desse tipo de entendimento, Mechi e Sanches (2010) citam que praticamente toda atividade de mineração implica supressão de vegetação ou impedimento de

sua regeneração, havendo a remoção do solo superficial de maior fertilidade, exposição do solo à processos erosivos que podem acarretar assoreamento dos corpos d'água do entorno, entre outros efeitos relacionados, como do enriquecimento dos ambientes aquáticos pelo carreamento de sólidos.

A poluição química provocada pelo tratamento do minério ou pela passagem da água pela área de mineração é um outro tipo de impacto ambiental (REZENDE, 2016).

A qualidade das águas dos corpos hídricos presentes em uma região a jusante de um empreendimento minerário pode ser prejudicada em razão da turbidez provocada pelos sedimentos finos em suspensão carreados, assim como pela poluição causada por substâncias lixiviadas e carreadas ou contidas nos efluentes das áreas de mineração, tais como óleos, graxa, metais pesados (MECHI e SANCHES 2010).

Rezende (2016) fez uma síntese dos principais impactos ambientais relacionados a substâncias minerais no Brasil, destacando as substâncias que causam os principais impactos ambientais sobre os recursos hídricos, são elas: o ferro (problemas com antigas barragens de contenção e poluição de águas superficiais); e o ouro (produz rejeitos ricos em arsênio e aumento de turbidez).

Pontes et al., (2013) corroboram com essa indicação ao citarem que a maioria das atividades minerárias no Brasil, compreendendo os minérios de ferro, calcário, granito, areia, argila, bauxita, manganês, cassiterita, diamante entre outras, atuam diretamente para a contaminação das águas pela lama de rejeito minerário; sendo necessário construção de barragens para o controle da contaminação.

Essa estrutura (barragem) voltada para a contenção de rejeitos minerários também atua como um fator de preocupação social e ambiental, como no caso da barragem do Fundão (em Mariana - MG) e do Feijão (em Brumadinho – MG), rompidas no ano de 2015 e 2019, respectivamente, ambas sob responsabilidade da empresa Vale do Rio Doce.

O evento relacionado ao primeiro caso citado, por exemplo, provocou a introdução de milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração no Rio Doce e no Oceano Atlântico, um cenário de degradação que poderá levar décadas para ser revertido (LOPES, 2016).

Dias et al., (2018) estudou os impactos sobre a qualidade da água relacionados ao rompimento da Barragem de Fundão, lançando no ambiente trinta e cinco milhões de m³ de rejeitos de mineração de ferro, afetando diretamente a qualidade da água devido ao volume de sólidos em suspensão oriundos de rejeito minerário.

O estudo citado objetivou conduzir uma análise temporal da concentração de metais tóxicos presentes na água, ponderando a influência observada para o recurso hídrico afetado.

Além de impactos ambientais relacionados tanto à fase de instalação quanto de operação, a atividade minerária pode apresentar ainda influência para a qualidade das águas mesmo após desativado o empreendimento, especialmente se não adotadas as medidas técnicas cabíveis.

Por exemplo, *Bowell e Parshley (2005) apud Bárbara et al. (2018)* analisaram a composição e o grau de influência de minerais sobre a qualidade das águas da Mina Getchell inundada após desativação, no estado de Nevada, nos Estados Unidos.

Os ensaios de lixiviação demonstraram que os elementos presentes na parede da rocha, por serem altamente reativos às intempéries, constituíam em importantes fontes de acidez e metais, com reflexo para a qualidade da água local, como potenciais fatores de poluição das águas das reservas hídricas superficiais e subterrâneas da região sob influência.

Sánchez-España et al. (2008) também citados por *Bárbara et al. (2018)* analisaram as características químicas e limnológicas das águas de pelo menos 22 lagos localizados na Faixa Piritosa Ibérica, inundados entre os anos 1960 e 1990.

A pesquisa também identificou um controle significativo dos processos geoquímicos locais sobre a qualidade das águas das cavas, ácidas e ricas em metais tóxicos, levando os autores a concluírem que os lagos eram fontes potenciais permanentes de drenagem de mina para os recursos naturais próximos.

Mechi e Sanches (2010) tratam ainda como influência da atividade minerária os seus efeitos sobre o regime hidrológico dos cursos d'água superficiais e aquíferos que também pode ser afetados em função do desempenho da mineração quando essa atividade faz uso dos recursos hídricos na lavra (desmonte hidráulico) e no processo de beneficiamento mineral, além de causar o rebaixamento do lençol freático.

O rebaixamento de calha de rios com a lavra mineral em seus leitos pode provocar a instabilidade de suas margens, causando a supressão das matas ciliares, desencadeando uma série de outros agravos.

De acordo com *IBRAM (2011)*, de um modo mais específico a mineração de fosfato, é citado que este tipo de atividade atua como uma forte consumidora de água em seu processo de beneficiamento, fazendo a seguinte ponderação em relação ao emprego da água:

Na maioria dos casos, a água é usada para transformar a rocha em lama mineral, a partir do qual uma combinação de triagem e filtragem de processos pode extrair o fosfato relativamente puro. O processo de separação pode exigir grandes quantidades de água, eletricidade ou produtos químicos adicionais, dependendo da composição da rocha fosfática.

Assim, de acordo com Mechi e Sanches (2010), todos os aspectos ambientais citados podem ter efeitos danosos no equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, promovendo a redução ou destruição de hábitat, morte de espécimes da fauna e da flora aquáticas, incluindo eventuais espécies em extinção, entre outros, situações que corroboram para um entendimento de uma atividade fortemente impactante ao meio, como os ambientes aquáticos.

4.6 Técnicas de Análise Aplicadas ao Estudo

4.6.1 Análise Exploratória Multivariada

A análise multivariada de dados possui grande emprego para a avaliação de variáveis quali-quantitativas, contemplando diferentes áreas de conhecimento, já que normalmente relaciona-se a uma avaliação estatística usada para embasamentos de estudos técnicos-científicos, conforme proposto pelo presente estudo, que se baseou em consolidação de dados de qualidade da água oriundos de uma séria histórica de monitoramento.

Sendo indicado para tanto a aplicação dos métodos de análise de componentes principais (PCA) e pela Análise de Variância ou ANOVA, por exemplo.

Alves et al. (2018) empregaram-se da análise multivariada de dados para avaliação do monitoramento da qualidade da água do rio Sergipe. O estudo teve como objetivo avaliar a eficiência da rede de monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Sergipe pela análise de componentes principais (PCA). Concluindo que dos 23 parâmetros de monitoramento adotados, apenas 16 no período seco e 17 no período chuvoso são essenciais para avaliação da qualidade da água promovida.

Assim a PCA é normalmente indicada para avaliação de um conjunto de variáveis contínuas muito amplo. Após a análise, cada componente principal representa uma combinação linear das variáveis originais inseridas na matriz de dados (BRANDT e BARROS 2015).

Ainda segundo os mesmos autores citados, por meio da PCA os componentes principais agrupam elementos que variam num mesmo sentido, o que facilita a compreensão de como as variáveis interagem entre si. Com isso, a PCA promove uma transformação linear

dos dados e o resultado desta transformação indicam os componentes mais relevantes nos eixos denominados principais.

Maia et al. (2019) citam que a utilização desse método permite extrair as principais contribuições ortogonais (componentes principais - CP) que explicam a maior parte da variância da matriz de dados.

O mesmo autor citado complementa ainda que os resultados da combinação linear das variáveis originais formam as novas componentes principais, determinadas pela variância explicada por cada uma dessas componentes. Com isso a primeira componente principal (CP1) explica a maior variância dos dados, seguida da segunda (CP2), da terceira (CP3) e assim sucessivamente.

Conforme Melo Júnior et al. (2006) apud Guedes et al. (2012), a análise dos componentes principais envolve o cálculo dos autovalores e correspondentes autovetores de uma matriz de correlações. Nesta matriz simétrica os elementos da diagonal principal são as variâncias das frequências absolutas padronizadas de cada classe (variáveis padronizadas) e os demais elementos os valores de covariância entre pares de variáveis padronizadas.

Para Viana e Pontes (2019), a análise multivariada compreende um conjunto de técnicas usadas para análise de conjunto de dados. Citam ainda que o PCA é um dos métodos multivariados ou técnica comumente aplicada para reduzir o número de dimensões de dados, capturando maior variabilidade e transformando as variáveis altamente correlacionadas em novas variáveis ortogonais, denominados de componentes principais (STILGER, 2011, apud VIANA E PONTES, 2019).

Viana e Pontes (2019) fizeram uso desta técnica para reduzir o número de entradas de um banco de dados de 119 amostras para posterior emprego em um modelo de predição da RNA (Redes Neurais), auxiliando, portanto, para o processo de consolidação das informações disponíveis.

Em estudos que buscam comparar a distribuição de três ou mais grupos de amostras independentes, frequentemente se faz uso também da Análise de Variância ou ANOVA. O teste ANOVA é um teste de hipótese para comparar as médias de duas ou mais populações (PIRATOBA et al., 2017).

Com base nessa análise estatística, o resultado obtido evidencia que a distribuição de pelo menos um dos grupos se difere das demais, mas não indica entre quais grupos a diferença é significativa (OLIVEIRA, 2019). Fazendo-se necessário utilizar testes de comparações múltiplas de modo complementar para a análise estatística, sendo um deles: o Teste de Tukey.

Ainda segundo Oliveira (2019), dentre os testes de comparações múltiplas mais utilizados em trabalhos estatísticos, o Teste de Tukey se destaca por ser poderoso ao fazer comparações entre todos os pares e por ser de fácil aplicação.

Como exemplo do emprego da ANOVA, Piratoba et al. (2017) fizeram uso desta análise estatística para a sistematização dos resultados oriundos da caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena – PA, com a finalidade de observar se as diferentes variáveis analisadas apresentavam diferenças significativas entre os pontos de amostragem e a sazonalidade, usando nível de significância de 95%.

4.6.2 Indicadores de Qualidade da Água

O monitoramento de parâmetros de qualidade da água constitui-se em ferramenta básica para avaliar alterações ambientais causadas pela ação humana sobre o ambiente, sendo essencial para a compreensão dos processos ambientais e dos corpos hídricos com relação aos impactos antrópicos na bacia hidrográfica (EMBRAPA, 2011).

Isso porque a maior parte das ações desenvolvidas no meio reflete-se na qualidade dos cursos de água existentes sob influência de determinado empreendimento ou atividade.

A Agência Nacional de Água – ANA (2020) apresenta por meio do seu portal de qualidade das águas os seguintes indicadores de qualidade voltada à gestão dos recursos hídricos, são eles: Índice de Qualidade da Água (IQA); Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP); Índice de Estado Trófico (IET); Índice de Contaminação por Tóxicos; Índice de Balneabilidade; Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA); Índice de Qualidade da água em Reservatórios (IQAR).

No Brasil, o IQA - CETESB é o mais difundido e aplicado, fato que possibilita a comparação de diferentes áreas analisadas por meio dos estudos já realizados que utilizaram este índice (MENEZES et al., 2018). O IQA - CETESB é uma adaptação feita, em 1975, pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) do índice desenvolvido pela NSF (National Sanitation Foundation - EUA) (ANA, 2020).

Dentre os indicadores de qualidade apresentados pela ANA, outro importante índice com grande emprego em análises de qualidade diz respeito ao Índice do Estado Trófico (IET), conforme estudos realizados no território nacional com o emprego deste índice, citando-se os trabalhos realizados por Ferreira et al., (2014), Marques et al., (2015) e Pinho et al., (2018).

O IET tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito

relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (ANA, 2020).

Outro índice com grande aplicação em estudos voltados à gestão dos recursos hídricos superficiais refere-se ao desenvolvido pela Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), em 1990.

Esse índice é adotado pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente do Rio de Janeiro – INEA, compreendendo um índice com a finalidade de informar a qualidade das águas. O diferencial do seu emprego é que permite avaliar o grau de distanciamento entre a realidade dos corpos hídricos e o nível de qualidade estabelecido para atender os usos a que eles se destinam (INEA 2019).

O Índice fornece um meio conveniente de resumir a complexa qualidade da água, facilitando a sua comunicação ao público em geral, incorporando três elementos: escopo – o número de parâmetros que não atendem às diretrizes de qualidade da água; frequência - o número de vezes que essas diretrizes não são atendidas; e amplitude - o valor pelo qual as diretrizes não são atendidas (CCME, 2017).

Como resultado, produz um número entre 0 (pior qualidade da água) e 100 (melhor qualidade da água). Esses números são divididos em cinco categorias descritivas para simplificar a apresentação dos resultados (CCME, 2017).

O Brasil, como país de dimensão continental e diferentes condições regionais, com ampla variação climática e geomorfológica, formações florestais, exemplifica como é necessário conhecer as características da água (OLIVEIRA-FILHO et al., 2014, apud PASSOS et al., 2019). Isso ocorre porque os impactos de qualquer atividade nos corpos de água apenas podem ser medidos se houver conhecimento prévio das condições naturais do recurso (PASSOS et al., 2019).

Segundo Menezes et al. (2018), uma das formas de se avaliar os impactos causados pela interferência humana em sistemas aquáticos, possibilitando seu manejo de forma mais adequada e, até mesmo, a sua remediação, é a caracterização da qualidade da água, por meio de indicadores de qualidade, os denominados “Índices de Qualidade de Água” (IQA).

Como exemplo, ANA (2017), a partir de uma análise compreendendo os anos de 2001 a 2015 e pelo emprego do IQA, observou que maior parte dos recursos hídricos no Brasil objetos da análise encontram-se com “boa” (63%) qualidade; seguida pelas classes “regular” (13%), “excelente” (12%), “ruim” (9%) e “péssima” (12%).

Observando-se ainda em relação ao mesmo levantamento que, para os recursos hídricos monitorados existentes sob influência de áreas urbanas, há um decréscimo em relação aos índices apresentados para as melhores condições de qualidade e uma elevação para as classes de representação de menor qualidade da água, denotando, portanto, influência sobre das áreas urbanizadas sobre os recursos hídricos.

Assunção, Viana e Ibrahim (2016) também fizeram uso do IQA para análise da qualidade das águas do reservatório UHE Emborcação, em Minas Gerais, sendo observado condições relevantes em termos de desconformidade da qualidade da água no ano de 2012, compreendendo um período de maior pluviosidade da região.

Kate, Kumbha e Jamale (2020) fizeram o emprego do IQA para avaliação da qualidade da água da cidade de Urun-Islampur, Maharashtra, Índia. Por meio deste levantamento puderam observar que de um modo geral a qualidade da água analisada se mostrou ainda como “boa”, estando todos os parâmetros de avaliação dentro dos limites permitidos de acordo com os padrões da Organização Mundial de Saúde - OMS.

Solangi et al. (2019), tendo também como base o emprego do IQA e o uso de ferramentas geoespaciais, conduziu avaliação da qualidade da água no Delta do Indo, Paquistão. Por meio do índice de qualidade da água (IQA) foi possível denotar que a maior parte da amostragem conduzida representou condições de baixa qualidade da água, com destaque para a classe de qualidade “ruim” (42,8%).

Observa-se, portanto, que tais indicadores, especialmente o IQA, apresentam amplo uso para a avaliação complementar dos recursos hídricos superficiais, tratando-se de uma ferramenta de análise eficiente e econômica (LEMKE; VILHARVA; SOAREZ, 2018). A utilização tem como objetivo a simplificação de uma série de variáveis em valores únicos.

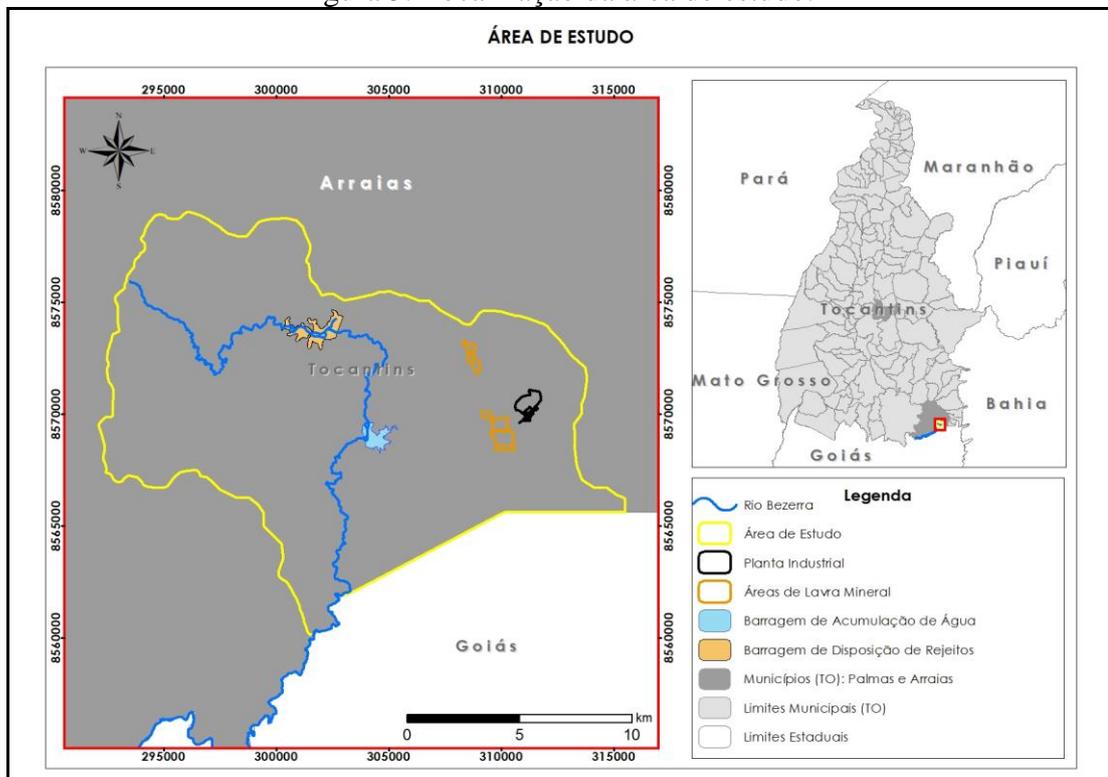
Dessa forma, esses índices são bastante úteis para transmitir informação a respeito da qualidade da água ao público em geral, podendo dar boa ideia da tendência de evolução da qualidade ao longo do tempo e do espaço, sendo importante ferramenta para o gerenciamento de bacias hidrográficas (VON SPERLING, 2014).

5 METODOLOGIA

5.1 Área de Estudo

A área de estudo objeto compreende trecho do rio Bezerra localizado na porção sudeste do Estado do Tocantins, na zona rural do município de Arraias/TO. O rio Bezerra tem suas nascentes no território Estadual, compondo o sistema hidrográfico do rio Paranã, bacia do rio Tocantins. Por meio da Figura 5 é demonstrada a localização do rio Bezerra e a indicação do trecho de análise, que compreende a porção nordeste da bacia, englobando uma área de aproximadamente 233 km².

Figura 5. Localização da área de estudo.

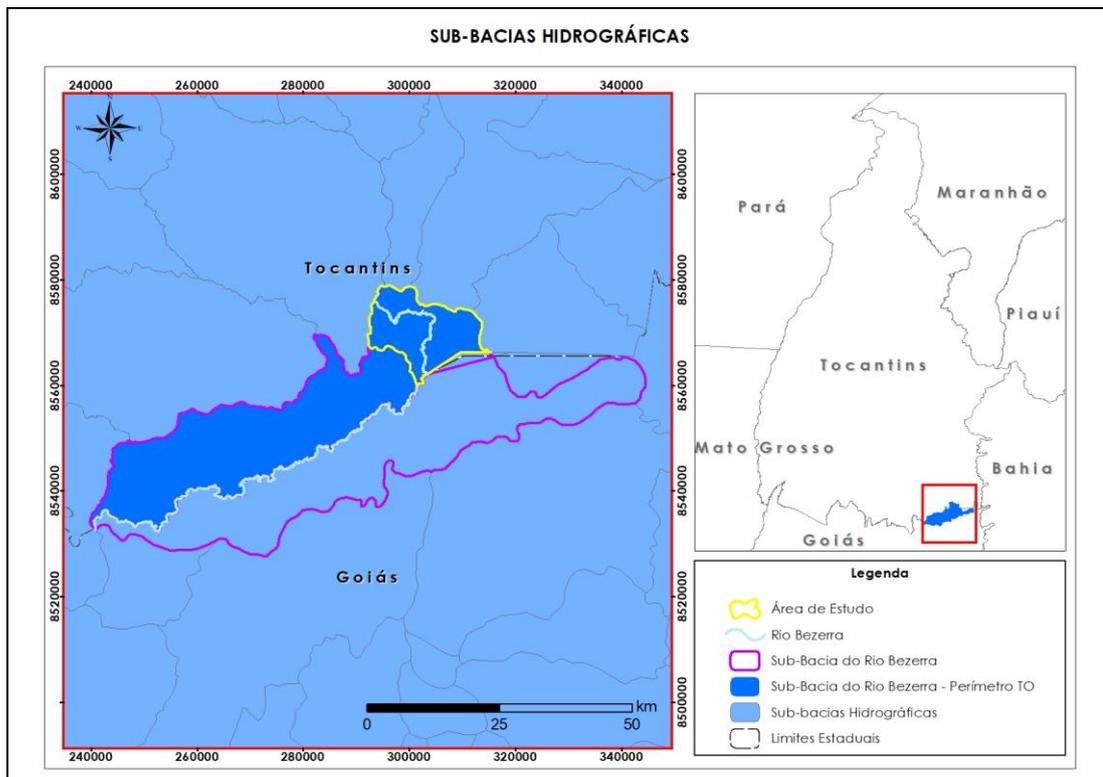


O trecho indicado para análise da qualidade da água compreende uma região de desenvolvimento de atividades agrícolas de pequeno, médio e grande porte e de mineração potencial, tendo, inclusive, instalado um dos principais projetos de mineração de fosfato do Estado do Tocantins, compreendendo além de um sítio industrial e áreas de exploração mineral, duas barragens auxiliares implantadas no leito do rio Bezerra, sendo uma destinada a acumulação de água bruta para fins de abastecimento industrial e outra para a disposição de rejeitos minerários vinculadas a etapa inicial de beneficiamento mineral.

5.1.1 Dinâmica de Uso e Ocupação do Solo

A bacia hidrográfica do rio Bezerra (Figura 6), inserida no perímetro Estadual do Tocantins, apresenta aproximadamente 1.053 km², compondo o sistema hidrográfico do rio Paranã, pertencente a bacia do rio Tocantins. Parte do trecho do rio Bezerra atua como limites estadual entre Tocantins e Goiás. Sendo, portanto, um corpo hídrico de gestão federal. O rio Bezerra possui como principais afluentes compreendendo a área objeto de estudo o córrego Machado e o córrego Poção ou Salobro.

Figura 6. Sistema hidrográfico.



Na bacia do rio Bezerra, compondo a porção inserida dentro do território do Estado do Tocantins, estão cadastradas 292 propriedades rurais, destas 273 estão ativas no sistema CAR - Cadastro Ambiental Rural (2020). O tamanho dos imóveis varia de áreas menores do que 1,0 hectare a propriedades com área superior a 1.000 hectares.

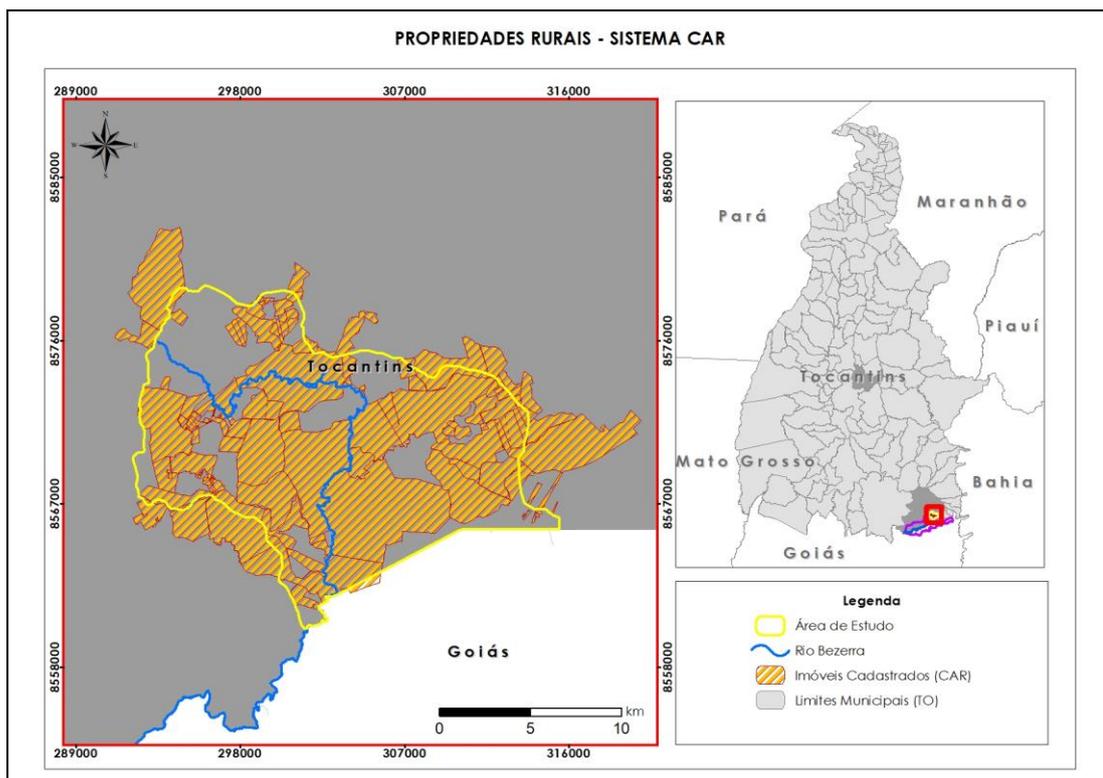
Entretanto, a maior parte dos imóveis cadastrados possuem até 04 módulos fiscais, ou seja, possuem até 320 hectares de área. Juntos, os imóveis cadastrados no sistema e que estão inseridos na área da bacia do rio Bezerra possuem cerca de 118.995 hectares de área. Valor que está abaixo dos 355.232,011 hectares declarados pelo Censo Agropecuário para todo o território municipal, onde cerca de 140.000 hectares são compostos por pastagens. As lavouras são responsáveis pela ocupação de aproximadamente 1300 hectares de área (IBGE,

2017). Ainda segundo dados do IBGE (2017), o rebanho bovino em Arraias é de 185.583 cabeças. O que reforça o desempenho da atividade de pecuária na região.

Já em relação a área de estudo, encontram-se cadastradas cerca de 128 propriedades rurais junto ao sistema CAR (2020), totalizando aproximadamente 22.544 hectares registradas no sistema (Figura 7). Relacionadas a esses imóveis, cerca de 6.493 hectares referem-se a áreas consolidadas, ou seja, compreendendo áreas convertidas para o desempenho de atividade antrópica antes de 22 de julho de 2008 e que se encontram ainda em uso atualmente, conforme Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012.

Ainda de acordo com os dados cadastrados junto ao Sistema CAR (2020), aproximadamente 11.333 hectares correspondem a áreas ocupadas por vegetação nativa, representando a maior classe de cobertura e uso cadastrada no sistema tendo como referência a área de estudo estabelecida.

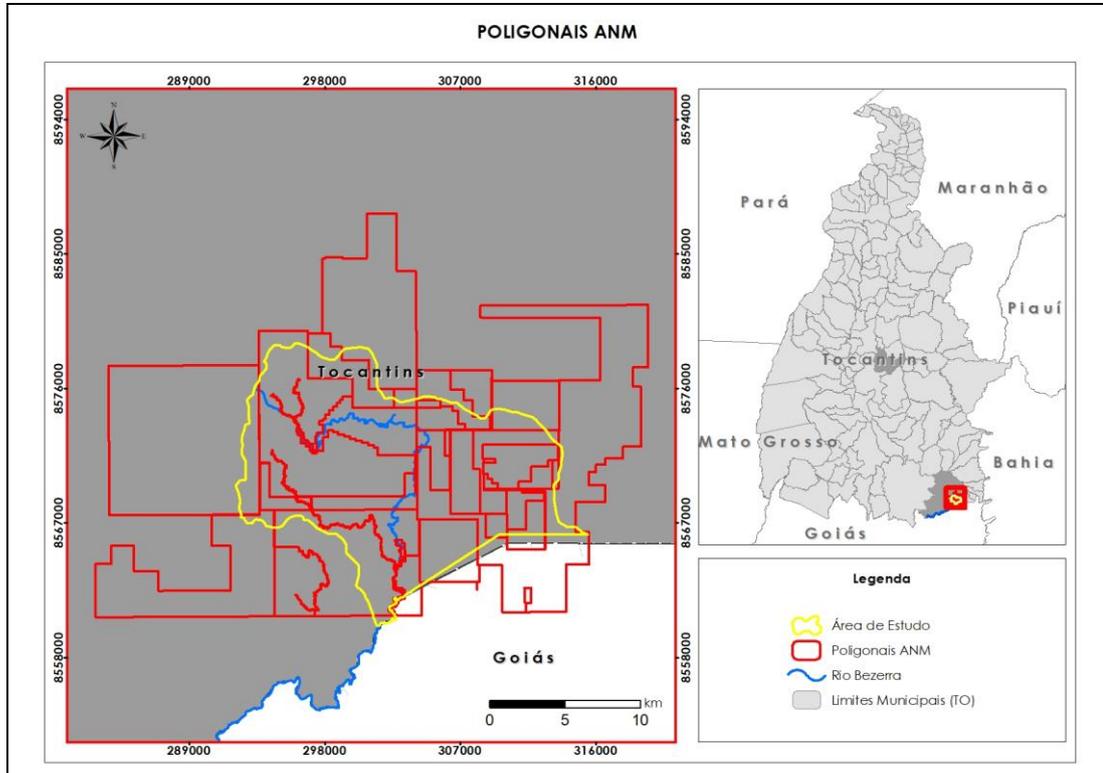
Figura 7. Propriedades rurais cadastradas no sistema CAR.



Em consulta a base de dados da ANM – Agência Nacional de Mineração (2020), observa-se para a bacia hidrográfica do rio Bezerra cerca de 94 processos minerários formalizados. Englobando aproximadamente 193.814 hectares de área. Os principais usos relacionados referem-se a: industrial (46), seguido por construção civil (22), fertilizantes (18), e outros (08). Estes processos estão relacionados principalmente a extração de areia, ouro,

cobre, fosfato e ferro. Na área de estudo encontram-se 38 poligonais ou processos minerais cadastrados junto a ANM (Figura 8).

Figura 8. Poligonais ANM.



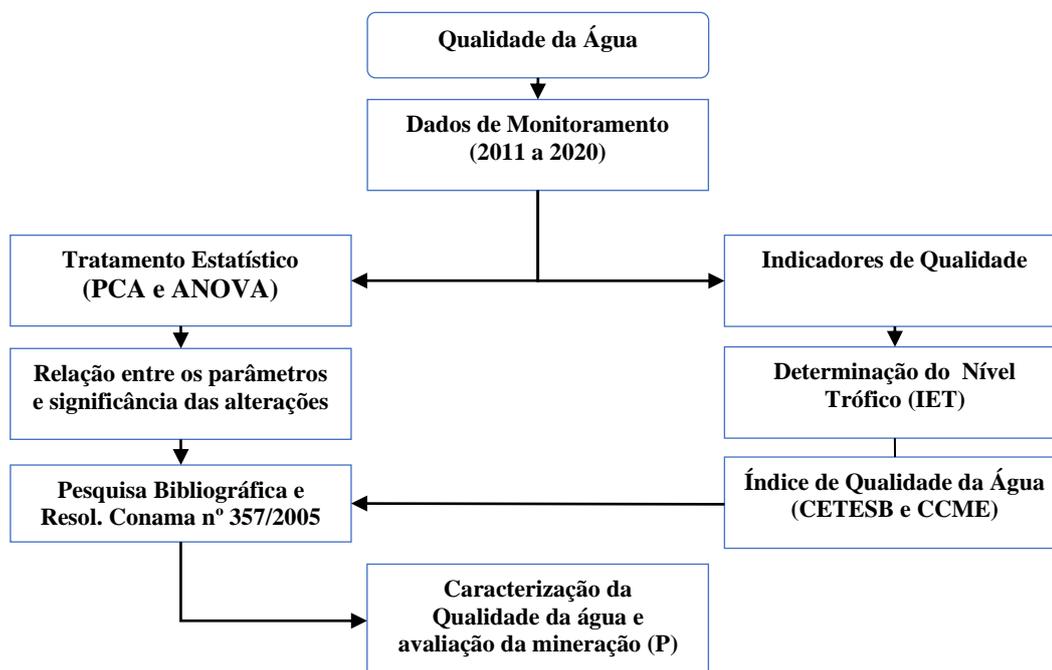
O município de Arraias conta ainda com a presença de comunidades tradicionais e ribeirinhas, estando ambos inseridos na bacia do rio Bezerra. Na região de inserção do trecho de análise existe a comunidade quilombola lagoa da pedra e o distrito de Canabrava, entretanto, essas comunidades não estão localizadas próximas ao leito natural do rio Bezerra.

Para o trecho de interesse do rio Bezerra englobando a área de estudo apresentada estão relacionados especialmente a presença de atividades econômicas de pecuária e mineração, não sendo identificadas a presença de unidades de conservação, seja de caráter federal, estadual e/ou mesmo municipal.

5.2 Etapas Metodológicas

Este trabalho foi desenvolvido por meio das etapas metodológicas demonstradas em fluxograma das atividades, constantes na Figura 9.

Figura 9. Fluxograma das atividades desenvolvidas.



5.2.1 Monitoramento da Qualidade da Água

5.2.1.1 Amostragem da Água

Para a caracterização da qualidade da água da área de estudo foram empregados os ensaios analíticos físico-químicos e biológicos conduzidos pelo empreendimento minerário instalado na bacia do rio Bezerra, oriundos do seu monitoramento regular, com dados de monitoramento que compreendem os anos de 2011 a 2020, contemplando 23 campanhas de amostragem da água. O empreendimento conta com uma malha amostral que compreende o rio Bezerra e seus tributários envolvendo a área de estudo de interesse.

Para o presente estudo, foram empregados os resultados oriundos de 17 pontos de monitoramento, ao considerar a exclusão daqueles com peso inferior à 60% em relação ao horizonte temporal das campanhas a partir da introdução dos pontos ao plano de monitoramento citado, resultando na retirada de seis pontos de amostragem originais.

Dos 17 pontos adotados no presente estudo, um dos sítios de amostragem é estratificado (com coletas superficial e profunda), inserido na barragem de acumulação de água.

Outro aspecto a pontuar é que para melhor entendimento em relação à malha de amostragem de qualidade da água a nomenclatura oficial dos pontos constantes em material

técnico formalizado junto ao órgão ambiental foi renomeada, com base em sequenciamento numérico (ordem crescente), partindo-se da região a montante para a jusante das barragens, conforme Figura 10 e Figura 11 seguintes.

Figura 10. Localização dos pontos de monitoramento adotados para o estudo.

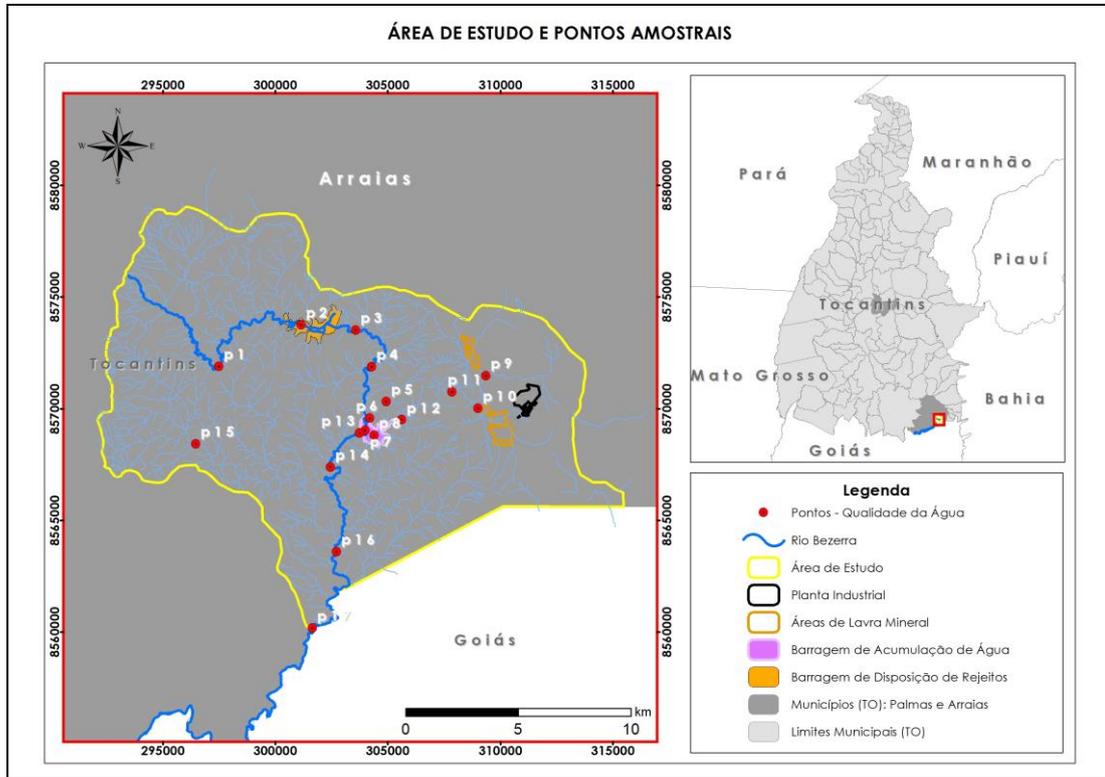
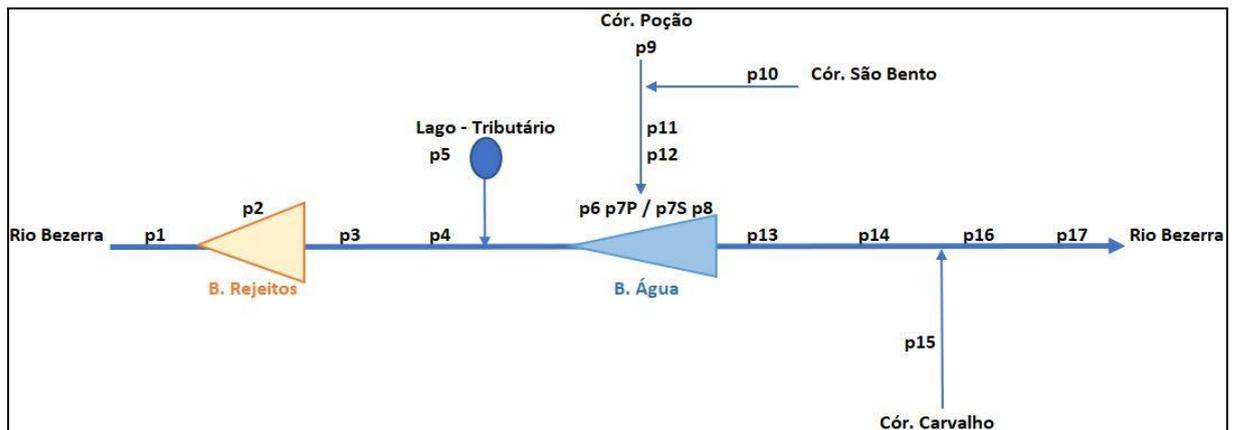


Figura 11. Diagrama unifilar – disposição dos pontos de amostragem.



Foram estabelecidos no programa de monitoramento ambiental de qualidade das águas superficiais do empreendimento os locais considerados sob sua abrangência (áreas de influência direta e indireta), englobando as principais microbacias existentes na região de implantação da empresa, com ênfase especial no rio Bezerra e córrego Poção/Salobro (afluente), principais mananciais identificados na região.

O plano de monitoramento empregado como referência considerou a necessidade de análises para os parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e comunidades aquáticas. Entretanto, para o presente trabalho, apenas aqueles cujo limite referencial é estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), para águas doces de Classe 02, foram empregados para as avaliações complementares propostas, conforme Quadro 4 abaixo.

Quadro 4. Parâmetros de qualidade adotados.

Parâmetros	Metodologia Analítica
Turbidez (NTU)	Medida direta
pH (escala)	Medida direta
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Medida direta
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	Medida direta
Cor verdadeira ou aparente (Pt/L)	SMWW 2120 B
Manganês (mg/L)	SMWW 3120 B
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	SMWW 4500 NH3 F
Nitrito(mg/L)	SMWW 4500 NO2 B
Nitrato (mg/L)	EPA 300.1
Fósforo total (mg/L)	SMWW 4500-P B e
Cloreto (mg/L)	SMWW 4500 Cl-B
Sulfato (mg/L)	SMWW 4500 SO42-C
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)	SMWW 5210 B
Coliformes Termotolerantes ((NMP/100 mL)	SMWW9221E
Clorofila "a"	SMWW 10200 H
Alumínio Dissolvido (mg/L)	SMWW 3500-A1 B

Nota: SMWW – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22ed; EPA – US Environmental Protection Agency. Fonte: ITAFOS (2020).

Os parâmetros pH, Turbidez, Oxigênio Dissolvido (OD) e Sólidos Totais Dissolvidos são aferidos em campo com o auxílio de uma sonda multiparâmetros (HANNA, Modelo HI 9829), e os demais parâmetros de análise obtidos por meio de processo analítico conduzido em laboratório especializado contratado pela empresa minerária.

Os resultados das amostragens empregados no presente estudo foram obtidos junto ao Instituto Natureza do Tocantins – NATURATINS por meio de consulta pública ao processo de licenciamento ambiental do empreendimento minerário de exploração de fosfato existente na região de Arraias, formalizado por meio do Processo SIGA nº 2661-2010 e ainda junto ao empreendedor minerário em questão.

Oportuno citar ainda que empreendimento minerário de interesse teve como períodos de referência a seguinte configuração: os anos de 2011 e 2012 compreendendo a fase preliminar ao projeto; os anos de 2013 e 2014 como período operacional, incluindo o lançamento dos rejeitos minerários na barragem de disposição construída, bem como pela formação da barragem de acumulação de água bruta; os anos de 2015 e 2016 como período de

inatividade ocasionada por paralização operacional, incluindo os monitoramentos ambientais; o ano de 2017 e 2018 como os anos de retorno operacional; e ainda os anos de 2019 e 2020 como fases operacionais, contudo, sem o lançamento dos rejeitos minerários no barramento tendo como base mudança de estratégia operacional.

As campanhas de monitoramento da qualidade da água adotadas no presente estudo estão apresentadas por meio do Quadro 5.

Quadro 5. Campanhas de monitoramento da qualidade da água executadas.

Campanhas	Mês	Ano	Período
1C	Julho	2011	Estiagem
2C	Outubro	2011	Chuvoso
3C	Janeiro	2012	Chuvoso
4C	Abril	2012	Chuvoso
5C	Julho	2012	Estiagem
6C	Outubro	2012	Chuvoso
7C	Janeiro	2013	Chuvoso
8C	Abril	2013	Chuvoso
9C	Novembro	2013	Chuvoso
10C	Fevereiro	2014	Chuvoso
11C	Maio	2014	Chuvoso
12C	Agosto	2014	Estiagem
13C	Novembro	2014	Chuvoso
14C	Agosto	2017	Estiagem
15C	Junho	2018	Estiagem
16C	Setembro	2018	Estiagem
17C	Fevereiro	2019	Chuvoso
18C	Maio	2019	Chuvoso
19C	Setembro	2019	Estiagem
20C	Dezembro	2019	Chuvoso
21C	Junho	2020	Estiagem
22C	Setembro	2020	Chuvoso
23C	Dezembro	2020	Chuvoso

5.2.2 Tratamento Estatístico dos Dados e Análise Exploratória Multivariada

As variáveis de qualidade de qualidade da água do monitoramento da área de estudo sofreram inicialmente tratamento estatístico básico (estatística descritiva), sendo determinadas informações como: média aritmética, mediana, máximo, mínimo e desvio padrão.

Como o plano de monitoramento do empreendimento sofreu alterações de sua malha amostral, tendo o deslocamento de pontos e a inserção de novos ao longo do período amostragem para fins de ajustes acordados junto ao órgão ambiental, as avaliações estatísticas

adotadas observaram os aspectos temporais do monitoramento, excluindo-se os pontos sem registros ou cujos dados não possuíam possibilidade de comparação entre as fases de concepção do empreendimento (prévia e operacional).

Com base nesses aspectos e visando avaliar a relação estatística entre os parâmetros de qualidade da água adotados neste estudo, especialmente para identificação de relações dos parâmetros monitorados, foi conduzida a análise de componentes principais (PCA).

A promoção dessa análise permitiu determinar os parâmetros mais relevantes (componentes principais), possibilitando a separação daqueles de menor relevância à avaliação de qualidade da água do rio Bezerra. Definindo-se os componentes principais do monitoramento. Os resultados dos parâmetros foram então avaliados sobre o enfoque espacial e temporal, ponderando a determinação do nível de significância entre os resultados.

A análise foi realizada por agrupamento dos pontos em relação aos seus respectivos ambientes de amostragem, contemplando os pontos localizados no rio Bezerra, em seus tributários amostrados, na barragem de acumulação de água e na barragem de disposição de rejeitos, bem como dos resultados observados entre as estações climáticas e para aquelas conduzidas antes e após a concepção do empreendimento, avaliando-se o nível de significância entre eles.

No intuito de verificar a existência de diferenças significativas temporais e espaciais dos dados de monitoramento, a partir da análise resultante da PCA, foi empregado o método estatístico ANOVA, tendo como base a comparação das médias observadas para o período prévio e após implantação do empreendimento e entre os sítios de amostragem.

Para essa análise considerou-se um nível de significância de 0,05 ($\alpha = 0,05$). Indicando os resultados da ANOVA a presença de diferenças significativas ($p \leq 0,05$), foi utilizado, posteriormente, o teste de Tukey para identificar quais médias são diferentes entre os grupos (fatores) avaliados.

De modo complementar a análise estatística proposta, foi conduzido o teste de Levene's e de Shapiro-Wilk para testar as premissas da ANOVA, sendo avaliada a homocedasticidade das variâncias e a normalidade dos resíduos, respectivamente.

Nos casos em que os pressupostos da ANOVA não foram atendidos, adotou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, acompanhado do teste não paramétrico Mann-Whitney, quando necessário, testando entre os grupos de avaliação quais foram estatisticamente diferentes, também para um nível de significância de 0,05 ($\alpha = 0,05$).

Essa etapa é fundamental para caracterizar o aumento ou não do fósforo no ambiente, bem como em relação aos demais componentes de análise.

Todas as avaliações estatísticas propostas neste trabalho foram conduzidas com auxílio do Software Estatístico PAST (Versão 4.05) e RStudio (Versão 1.4.1717).

5.2.3 Indicadores de Qualidade da Água

No intuito de atuar como uma referência geral para caracterização da água do rio Bezerra e seus afluentes, foram adotados no presente trabalho os índices de qualidade da água: Índice de Estado Eutrófico - IET e Índices de Qualidade da Água – IQA (CETESB e CCME).

Observou-se então os resultados das campanhas de coletas realizadas, separando-se as fases do empreendimento para fins de avaliação e discussão quanto à caracterização da qualidade da água e a provável relação existente entre o empreendimento e o ambiente aquático objeto.

Os resultados analíticos, após tratamento estatístico e avaliação por meio dos indicadores de qualidade adotados, foram comparados às condições de uso preconizadas por meio da Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, tendo como referência os parâmetros com limites definidos para as águas doce de Classe 2.

5.2.3.1 Índice de Estado Trófico (IET)

Para a classificação do nível trófico ou grau de trofia dos ambientes aquáticos amostrados inseridos na área de estudo, foi empregado o Índice de Estado Trófico (IET).

O Índice do Estado Trófico utilizado neste estudo é composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET (PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila a – IET (CL), modificados por Lamparelli (2004) e apresentados por CETESB (2018) e ANA (2020), conforme as seguintes equações, para rios (1 e 2) e para reservatórios (3 e 4):

$$IET (CL) = 10 * \left(6 - \left(\frac{-0,7 - 0,6 * (\ln CL)}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (1)$$

$$IET (PT) = 10 * \left(6 - \left(\frac{0,42 - 0,36 * (\ln PT)}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (2)$$

$$IET (CL) = 10 * \left(6 - \left(\frac{0,92 - 0,34 * (\ln CL)}{\ln 2} \right) \right) \quad (3)$$

$$IET (PT) = 10 * \left(6 - \left(\frac{1,77 - 0,42 * (\ln PT)}{\ln 2} \right) \right) \quad (4)$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila a medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

ln: logaritmo natural.

Assim, os pontos foram classificados conforme os resultados obtidos para o IET anual, sendo utilizadas as médias geométricas das concentrações de fósforo total e clorofila-a para cálculo do IET(PT) e IET(CL), onde o IET final será resultante da média aritmética simples dos índices anuais relativos ao fósforo total e a clorofila-a, conforme equação (5).

$$IET = \frac{IET (PT) + IET (CL)}{2} \quad (5)$$

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios e reservatórios adotados como referência para este estudo estão descritos no Quadro 6 e Quadro 7.

Quadro 6. Classificação do estado trófico para rios.

Categoria	Ponderação	P Total (mg.m^{-3})	Clorofila a (mg.m^{-3})
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$P \leq 13$	$CL \leq 0,74$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$13 < P \leq 35$	$0,74 < CL \leq 1,31$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$35 < P \leq 137$	$1,31 < CL \leq 2,96$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$137 < P \leq 296$	$2,96 < CL \leq 4,70$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$296 < P \leq 640$	$4,70 < CL \leq 7,46$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$P > 640$	$CL > 7,46$

Fonte: CETESB (2018).

Quadro 7. Classificação do estado trófico para reservatórios.

Categoria	Ponderação	Secchi - S	P Total (mg.m^{-3})	Clorofila a (mg.m^{-3})
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$S > 0,6$	$P > 233$	$CL > 69,05$

Fonte: CETESB (2018).

A caracterização referencial para a definição das classes ou estado trófico foram as indicadas por ANA (2020), conforme Quadro 8.

Quadro 8. Classe de estado trófico e suas características principais.

Estado Trófico	Características
Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam prejuízos aos usos da água.
Oligotrófico	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
Mesotrófico	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
Eutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
Supereutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
Hipereutrófico	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: ANA (2020).

5.2.3.2 Índices de Qualidade da Água (IQA)

1) IQA_{CETESB}

O IQA_{CETESB} é calculado pelo produtório ponderado das variáveis que integram o índice (CETESB, 2018). Sendo empregada a equação (6):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (6)$$

onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e;

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade;

n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Os pesos referências adotados para os parâmetros estão apresentados no Quadro 9. Já a determinação da qualidade da água é indicada pelo IQA calculado, tendo como referência uma escala de 0 a 100, definindo a respectiva categoria de qualidade, conforme demonstrado por meio do Quadro 10.

Quadro 9. Parâmetros de qualidade da água do IQA e respectivo peso.

Parâmetros de Qualidade da Água	Peso (w)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico – pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO5,20	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total (Sólidos Totais)	0,08

Fonte: CETESB (2018).

Quadro 10. Classificação do IQA.

Categoria	Ponderação	Significado
Ótima	$79 < IQA \leq 100$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando ao abastecimento público.
Boa	$51 < IQA \leq 79$	
Regular	$36 < IQA \leq 51$	
Ruim	$19 < IQA \leq 36$	Águas impróprias para tratamento convencional visando ao abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
Péssima	$IQA \leq 19$	

Fonte: Adaptado de CETESB (2018) e IGAM (2012).

2) IQA_{CCME}

Visando avaliar as características do rio Bezerra e seus afluentes amostrados pelo monitoramento frente ao nível de qualidade da água necessário para atendimento aos usos relacionados a mananciais de classe 02 (águas doces), conforme preconiza a Resolução CONAMA nº 357/2005, foi adotado ainda o Índice de Qualidade da Água (IQA) desenvolvido pelo Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2017).

O IQA_{CCME} analisa a abrangência do impacto causado pela não conformidade como padrão do enquadramento durante o período avaliado (F1) (Eq. 7); a frequência com que as não conformidades como padrão do enquadramento ocorrem (F2) (Eq. 8); e a amplitude da não conformidade (F3), ou seja, o desvio da variável em relação ao seu limite do enquadramento (INEA, 2019).

$$F1 = \left(\frac{n^{\circ} \text{ de Parâmetros não conformes}}{n^{\circ} \text{ total de parâmetros}} \right) * 100 \quad (7)$$

$$F2 = \left(\frac{n^{\circ} \text{ de análises não conformes}}{n^{\circ} \text{ total de análises}} \right) * 100 \quad (8)$$

A obtenção do F3 envolve o cálculo das variações, isto é, o número de vezes em que a concentração de um parâmetro é superior ou inferior ao limite estabelecido. A equação 9 é aplicada nos casos em que o parâmetro não deve exceder o valor de referência, e a equação 10 é utilizada quando o parâmetro não deve ser inferior ao valor de referência.

A soma normalizada das variações (nse), representando o peso das não conformidades em relação a cada parâmetro analisado, é dada pela equação 11; já a padronização da soma normalizada é obtida pela equação 12.

$$\text{Variação } i = \left(\frac{\text{Concentração do parâmetro não conforme } j}{\text{Valor de referência } j} \right) - 1 \quad (9)$$

$$\text{Variação } i = \left(\frac{\text{Valor de referência } j}{\text{Concentração do parâmetro não conforme } j} \right) - 1 \quad (10)$$

$$nse = \frac{\sum_{n=1}^n \text{variação } i}{n^{\text{º}} \text{ total de análises}} \quad (11)$$

$$F3 = \frac{nse}{0,01 * nse + 0,01} \quad (12)$$

O IQA_{CCME} é então obtido por meio da seguinte equação (13):

$$IQA_{CCME} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1,732} \right) \quad (13)$$

O IQA_{CCME} tem como resultado um valor entre 0 (pior qualidade de água) e 100 (melhor qualidade de água), conforme Quadro 11. Para o presente estudo, o emprego do IQA_{CCME} verificou a conformidade dos parâmetros analisados em relação à classe 2 de enquadramento estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005, ponderando as características observadas antes e após a implantação do empreendimento minerário de interesse. Foram empregados apenas os parâmetros de qualidade comuns ao monitoramento e a Resolução CONAMA nº 357/2005.

Quadro 11. Categoria dos resultados do IQA_{CCME} e descrição das classes.

Classes	IQA _{CCME}	Significado
Ótima	95 < IQA _{CCME} ≤ 100	Qualidade da água protegida, com virtual ausência de impactos; condição muito próxima à natural. Essa classe indica uma baixa ou ausência de não conformidades com os limites de referência adotados.
Boa	80 < IQA _{CCME} ≤ 95	Qualidade da água protegida, apresentando apenas um pequeno grau de impacto; as condições raramente se desviam dos níveis naturais ou desejáveis, indicando alta conformidade dos parâmetros aos limites de referência adotados.
Regular	65 < IQA _{CCME} ≤ 80	Qualidade da água protegida, mas com ocasionais impactos; as condições por vezes se desviam dos níveis naturais ou desejáveis, indicando para a maioria dos parâmetros conformidade aos limites de referência adotados.
Ruim	45 < IQA _{CCME} ≤ 65	Qualidade da água afetada com frequência; as condições frequentemente se desviam dos níveis naturais ou desejáveis, indicando para a maioria dos parâmetros não conformidade aos limites de referência adotados.
Péssima	IQA _{CCME} ≤ 45	Qualidade da água quase sempre alterada; as condições geralmente se desviam dos níveis naturais ou desejáveis. Essa classe indica uma baixa conformidade com os limites de referência adotado.

Fonte: Adaptado de INEA (2019) e CCME (2017).

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Análise Exploratória Multivariada

6.1.1 Estatística Descritiva dos Dados de Monitoramento

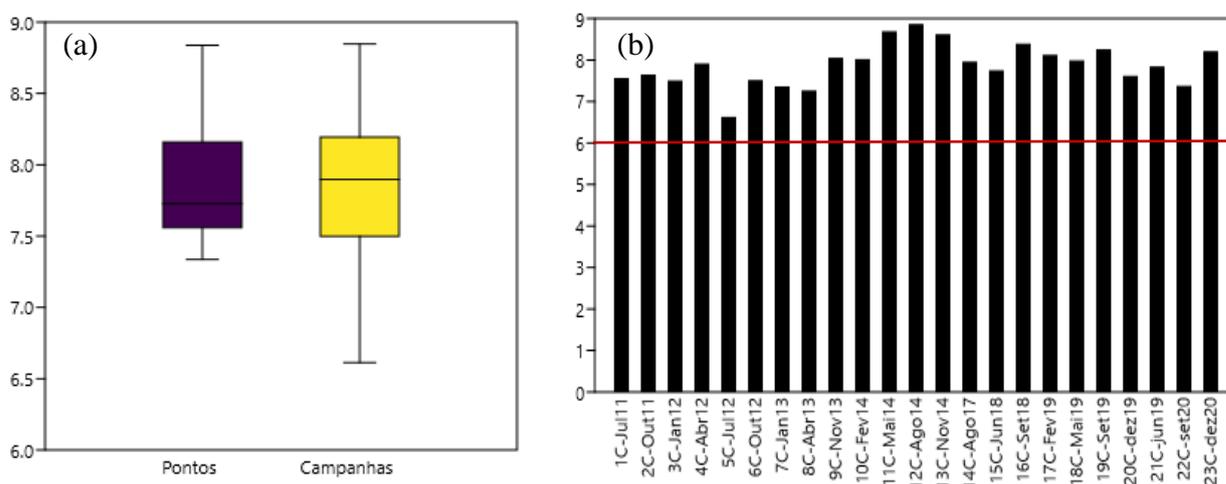
6.1.1.1 pH

Para o parâmetro pH, a média histórica observada em relação aos pontos amostrais foi de 7,88 ($\pm 0,4$), o menor valor médio foi obtido para o ponto P9 (7,34), localizado a montante da barragem de água bruta – em tributário do rio Bezerra, e o maior no ponto P6 (8,84), inserido na barragem de água. A mediana amostral foi de 7,81 (Figura 12a).

Entre as campanhas de monitoramento (Figura 12b), a média histórica obtida foi 7,85 ($\pm 0,5$), obtendo-se um valor médio de 7,83 para as campanhas da estação seca e de 7,87 na estação chuvosa. O menor valor de pH médio foi de 6,61 obtido na 5ª C (jul/12) e o maior valor sendo de 8,84 na 12ª C (ago/14).

Os resultados apresentados denotam uma característica de neutralidade dos valores médios históricos de pH obtidos, tanto ao se analisar os pontos de amostragem quanto em relação às campanhas conduzidas no período de estiagem e no período chuvoso.

Figura 12. Dados históricos médios obtidos em relação aos pontos amostrais e campanhas.



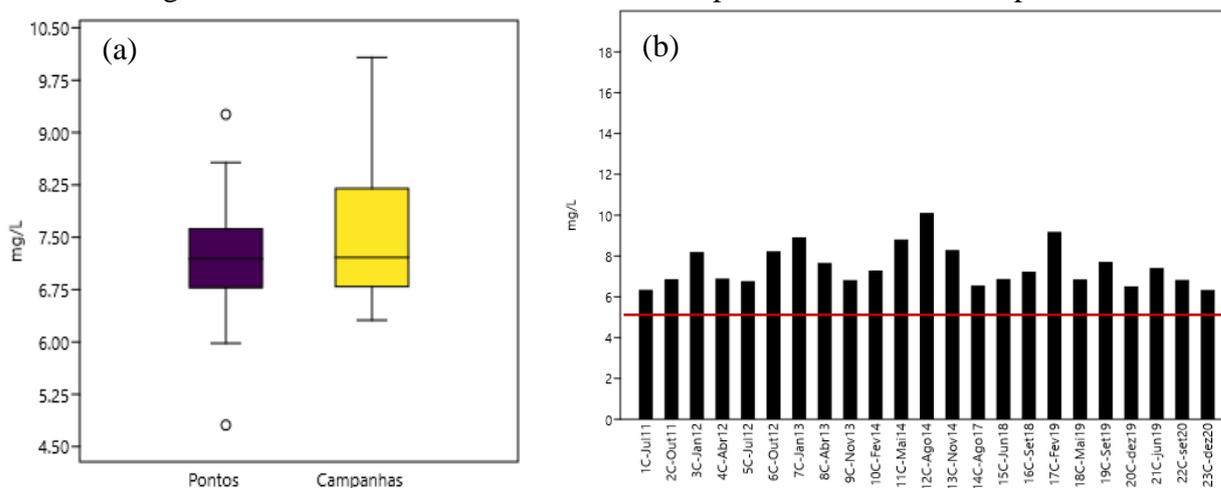
6.1.1.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

Para o Oxigênio Dissolvido (OD), a média observada ao longo do monitoramento em relação aos pontos amostrais foi de 7,2 mg/L ($\pm 1,0$), compreendendo condições favoráveis ao que preconiza a resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 2. A mediana amostral obtida foi de 7,19 mg/L (Figura 13a).

Ao longo do monitoramento histórico, o maior e o menor registro para a concentração de OD foram observados em pontos amostrais relacionados à barragem de acumulação de água, no ponto P8, com 9,26 mg/L, e no ponto P7 (profundo), com 4,81 mg/L.

Entre as campanhas de monitoramento (Figura 13b), a média geral para OD foi 7,48 mg/L ($\pm 1,01$). As menores concentrações médias foram observadas na 23ª C (dez/20), com 6,31 mg/L e as maiores sendo observadas na 12ª C (ago/14), com média de 10,07 mg/L.

Figura 13. Dados históricos médios de OD - pontos amostrais e campanhas.



Esse maior valor médio observado para a concentração de OD, apesar de indicar uma concentração acima do que preconiza a Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 2, indica provável condição de supersaturação dos pontos de amostragem localizados sob influência da barragem de acumulação de água, no rio Bezerra, cujos registros se deram após a etapa de alagamento do reservatório, em fase de operação, no ano de 2014.

Depreende-se a partir das considerações de Piveli e Kato (2006) e de CETESB (2021) que condições de supersaturação em ambientes lânticos podem ter relação à presença de algas no meio, especialmente durante o dia e a níveis superficiais da camada de água, refletindo em alta produção de OD.

Como essa condição de supersaturação foi observada especialmente nas campanhas realizadas em 2014, refletindo-se em resultados elevados de OD, acima de uma condição natural para o ambiente, é provável que nesse período ocorreu uma condição de desestabilização momentânea do meio atrelada a etapa de pós enchimento do reservatório, já que para as campanhas seguintes a concentração de OD mostra-se em média em condições naturais.

Piveli e Kato (2006) citam que, para um ambiente natural sem outra entrada de OD que não a atmosférica e sem nenhuma atividade de consumo do oxigênio presente, a concentração de saturação de oxigênio em uma água superficial será de aproximadamente 9,2 mg/L.

Em 2014 há resultados na barragem de acumulação de água bem acima do valor de 10 mg/L, denotando uma condição atípica ao ambiente que pode estar atrelada a outros fatores ambientais como já citado, mostrando-se, a princípio, uma condição momentânea dentro do horizonte monitorado.

6.1.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Entre os pontos de amostragem, a concentração média obtida para o parâmetro ao longo do monitoramento foi de 3,26 mg/L ($\pm 1,65$). A mediana amostral foi de 2,79 mg/L (Figura 14a).

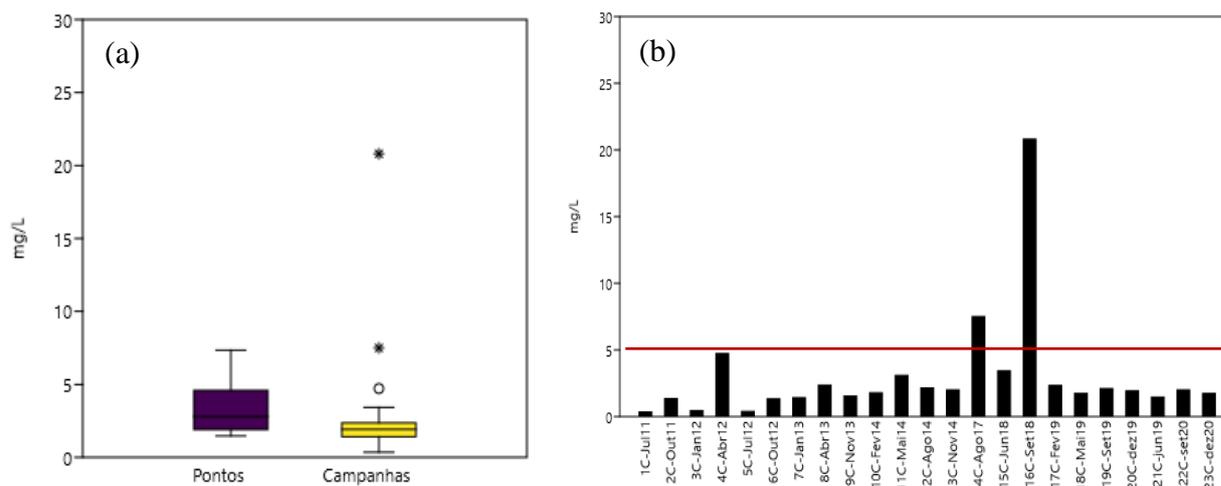
Os maiores valores médios estão relacionados ao ponto amostral P7, apresentando valores de 5,6 mg/L (superficial) e 7,3 mg/L (profundo). O ponto P7 está na barragem de acumulação de água bruta do empreendimento, inserida em confluência do rio Bezerra e o córrego Poção/Salobro. É o único ponto onde se permite uma análise estratificada do ambiente de estudo entre os demais pontos do plano de monitoramento.

Já as menores concentrações médias para DBO foram observadas no ponto amostral P10, com uma concentração de 1,47 mg/L. Esse ponto amostral encontra-se inserido em tributário do córrego Poção, envolvendo o córrego São Bento, a montante da barragem de acumulação de água.

Entre as campanhas de monitoramento, a concentração média foi de 2,95 ($\pm 4,17$). Destaque é dado a 16ª C (set/18), obtendo-se o maior valor médio, com 20,8 mg/L (Figura 14b). Muito por condições atípicas observadas na campanha em relação aos pontos de amostragem P3, P4, P5, P6, P7 (S/P), e P13, já que nas campanhas anteriores e posteriores a essa os valores médios de DBO mantiveram-se abaixo de 5,0 mg/L, exceção apenas a 14ª C (ago/17) que obteve um valor médio de 7,5 mg/L.

As menores concentrações médias ao longo do monitoramento foram obtidas na 1ª C (jul/11), com 0,35 mg/L, antes, portanto, da implantação do empreendimento.

Figura 14. Dados históricos médios de DBO - pontos amostrais e campanhas.



A 16ª C ocorreu em um período de pós retomada operacional do empreendimento, tendo em vista paralização estratégica realizada pela empresa entre os anos de 2015 e 2016, com retomada em 2017. Apesar de observadas condições atípicas para o parâmetro na campanha citada, não se credita influência direta ao rejeito lançado na barragem sobre o rio Bezerra, já que é um constituinte alheio a polpa de rejeitos, que possui características minerais relacionadas.

Apesar de níveis altos de DBO em ambientes aquáticos normalmente possuírem relação com lançamentos de efluentes sanitários, conforme cita Von Sperling (2014), como essas altas concentrações médias foram notadas em pontos localizados no rio Bezerra a partir da barragem de disposição de rejeitos e até a região de influência da barragem de acumulação de água, torna-se menos provável essa relação, ponderando uma possível influência dessas estruturas, mesmo que indiretamente, sobre a concentração de DBO observada.

Com isso, é possível que essas concentrações atípicas registradas para o parâmetro se relacionem a decomposição de resíduos vegetais presentes no leito do manancial não removidos durante a etapa de enchimento dos barramentos, como também a matéria orgânica algal presente em remansos e nos barramentos, fruto de um crescimento excessivo momentâneo e consequente declínio (fitomassa), o que pode refletir para os resultados apontados na campanha.

6.1.1.4 Cor e Turbidez

A Cor (Pt/L) e a Turbidez (NTU) são dois indicadores da qualidade da água que normalmente estão interrelacionados, já que podem indicar a presença de determinados constituintes orgânicos e minerais no meio aquático, sendo a Cor medida com ou sem a

interferência da Turbidez na amostra de água. Ambos podem ser mensuráveis fisicamente, tratando-se então, de parâmetros físicos visíveis (LUIZ; PINTO; SCHEFFER, 2012).

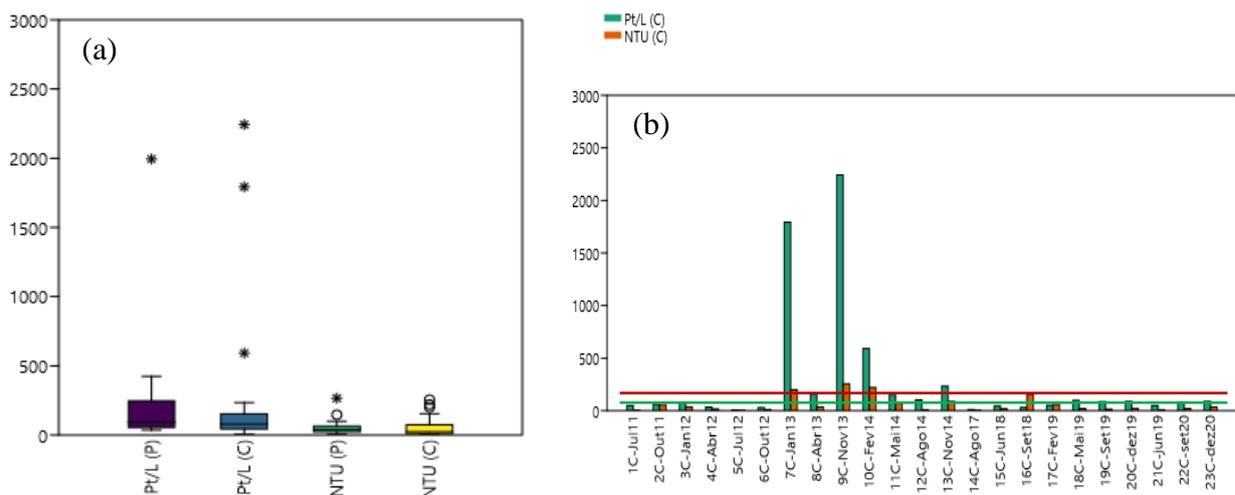
A média geral obtida entre os pontos de monitoramento foi de 246,6 Pt/L ($\pm 450,8$) e de 57,7 NTU ($\pm 62,6$), respectivamente. A mediana amostral foi de 92,5 Pt/L e de 39,9 NTU (Figura 15a).

O ponto amostral com os maiores resultados médios referiu-se ao P2, localizado na barragem de rejeitos minerários, no rio Bezerra, com 1994,21 Pt/L e 265,9 NTU. Já os menores valores foram detectados no ponto P14 (34,6 Pt/L) e no P16 (6,86 NTU), ambos localizados no rio Bezerra, a jusante da barragem de acumulação de água.

Entre as campanhas de monitoramento executadas ((Figura 15b), a concentração geral obtida foi de 267,7 Pt/L ($\pm 569,03$) e de 59,4 NTU ($\pm 74,8$), estando relacionadas as maiores concentrações à 7ª (jan/13) e 9ª (nov/13) campanhas para o parâmetro Cor, com 1792,9 Pt/L e 2243,11 Pt/L. Para Turbidez, os maiores registros médios foram observados 7ª (jan/13), 9ª (nov/13) e 10ª (fev/14) campanhas de monitoramento, respectivamente, com valores médios de 200,18 NTU, 256,07 NTU e 220,56 NTU.

Já as campanhas com as menores contrações médias para os parâmetros referiram-se a: 5ª C (jul/12) para Cor, com 7,12 Pt/L; e a 1ª C (jul/11) para Turbidez, com 3,52 NTU. Envolvendo, portanto, as campanhas prévias a concepção do empreendimento.

Figura 15. Dados históricos médios de Cor e Turbidez - pontos (P) e campanhas (C).



O período indicado compreendendo os anos de 2013 e 2014 caracteriza-se pela etapa pós enchimento dos reservatórios do empreendimento, contemplando a barragem de disposição de rejeitos e a de acumulação de água bruta, bem como pelo início efetivo exploratório das áreas de lavra e do processo industrial e consequente lançamento da polpa de

rejeitos (solo e água) na barragem de disposição, influenciando para os altos valores observados especialmente para o parâmetro Cor.

Para as campanhas realizadas na estação seca, observa-se uma concentração média inferior em relação às obtidas durante a estação chuvosa. Na estação seca a média geral dos resultados foi de 50,4 Pt/L e de 26,22 NTU. Já na estação chuvosa, os valores médios das campanhas foram de 407,4 Pt/L e de 80,7 NTU, contexto que se relaciona ao processo de carreamento de sedimentos em função do escoamento superficial durante a estação chuvosa.

6.1.1.5 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Para o parâmetro Sólidos Totais Dissolvidos (STD), a concentração média geral observada para os pontos de amostragem foi de 87,6 ($\pm 231,0$). A mediana amostral obtida foi de 233,09 mg/L (Figura 16a).

As maiores concentrações estão relacionadas aos resultados do ponto P2, localizado na barragem de disposição de rejeitos, com valor médio de 408,25 mg/L. Já as menores concentrações foram registradas no ponto P5, com valor médio de 63,05 mg/L, estando esse ponto em tributário do rio Bezerra.

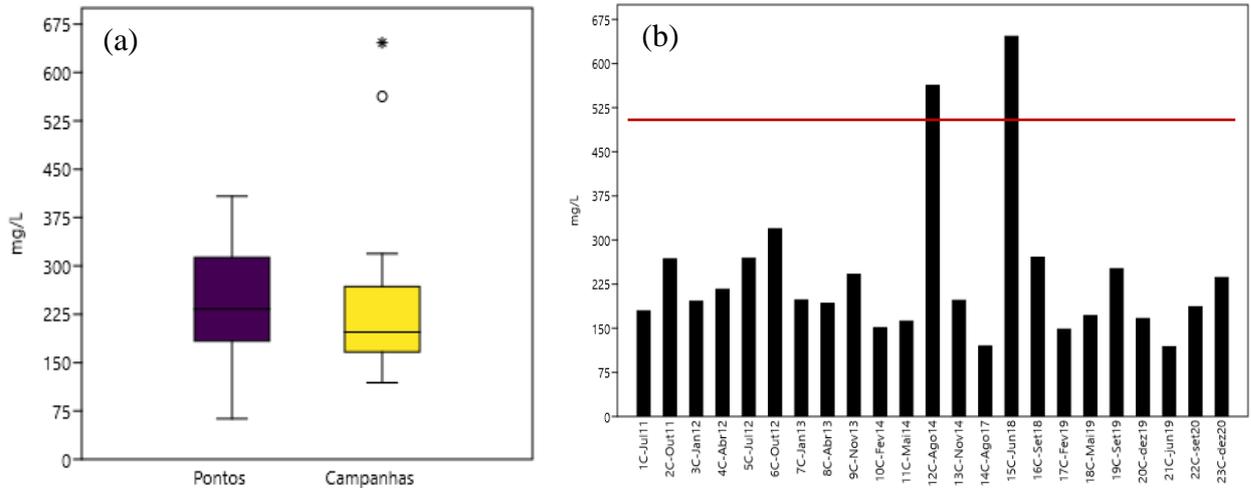
Entre as campanhas de monitoramento (Figura 16b), a média geral foi de 237,77 mg/L ($\pm 126,9$). Os maiores registros foram observados na 15ª C (jul/18), com 646,20 mg/L, e na 12ª C (ago/14), com 562,95 mg/L; já os menores registros ocorrem na 21ª C (jun/19), com 118,74 mg/L.

Os registros observados na campanha de 2014 podem se relacionar ao contexto de fase operacional efetiva do empreendimento na região, em uma primeira etapa; já a campanha do ano de 2018 compreendeu uma fase de reinício operacional, após pausa projeto. Tais situações podem atuar como justificativa para a representação dos picos médios indicados para o parâmetro STD nas campanhas.

Para as demais campanhas observam-se concentrações médias dentro do limite referência da resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 02, que é de 500,0 mg/L.

Foram observados valores médios superiores para as campanhas realizadas na estação seca, com 289,41 mg/L ($\pm 188,7$), em relação as da estação chuvosa, com concentração de 204,57 mg/L ($\pm 48,3$).

Figura 16. Dados históricos médios de STD - pontos amostrais e campanhas.



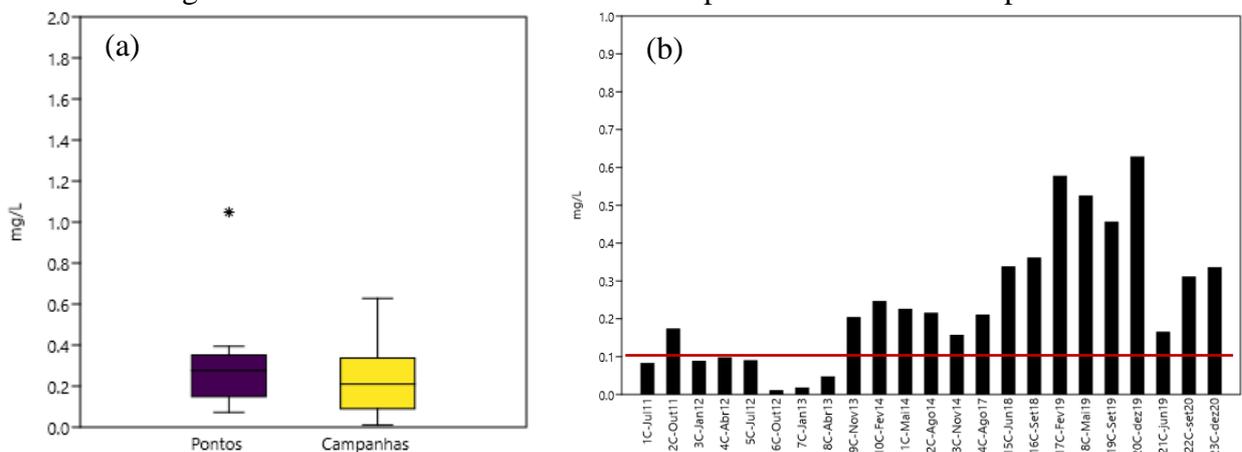
6.1.1.6 Fósforo Total

Para o parâmetro de Fósforo Total (P), entre os pontos amostrais empregados, o valor médio geral observado foi de 0,28 mg/L ($\pm 0,21$), a maior concentração foi obtida no ponto P2, com 1,048 mg/L ($\pm 1,0$); e a menor sendo de 0,072 mg/L ($\pm 0,078$) no ponto P15. A mediana amostral foi de 0,27 mg/L (Figura 17a).

O ponto P2 localiza-se na barragem de rejeitos minerários, no rio Bezerra, enquanto o ponto P15 está inserido no córrego Carvalho, afluente do rio Bezerra, em região a jusante das barragens de disposição de rejeitos e de acumulação de água bruta.

Em relação às campanhas de monitoramento (Figura 17b), a média geral para o parâmetro foi de 0,24 mg/L ($\pm 0,17$), sendo a maior concentração média observada na 20ª C (dez/19), com valor de 0,62 mg/L; e a menor foi registrada na 6ª C (out/12), com resultado abaixo de 0,01 mg/L, em período prévio a concepção das estruturas do empreendimento na área de estudo.

Figura 17. Dados históricos médios de P - pontos amostrais e campanhas.



Ao considerar as campanhas realizadas entre 2011 e 2012, em período prévio a instalação do projeto, a concentração média para P foi de 0,09 mg/L, denotando uma condição natural relevante de P no ambiente, já que para águas doces de classe 02 a Resolução CONAMA nº 357/2005 indica como limite referencial o valor de 0,1 mg/L para ambientes lóticos, 0,05 mg/L para ambientes intermediários e de 0,03 mg/L para ambientes lênticos.

Para as campanhas de monitoramento posteriores (2013 a 2020) o valor médio observado foi de 0,29 mg/L. O que permite depreender uma influência direta da fase operacional do empreendimento sobre a concentração desse parâmetro nos ambientes monitorados, em especial ao rio Bezerra a partir do lançamento da polpa de rejeitos minerais (água e solo) no barramento, indicando ainda haver a presença relevante de fósforo não assimilado pela etapa de separação (flotação) na planta de beneficiamento mineral.

Já entre as estações climáticas, não se observam diferenças substanciais entre os resultados das campanhas conduzidas na área de estudo. Considerando apenas as campanhas realizadas durante a estação seca, a média observada para P foi de 0,24 mg/L ($\pm 0,12$), enquanto na estação chuvosa o valor obtido foi de 0,23 mg/L ($\pm 0,20$).

6.1.1.7 Nitrogênio Amoniacal, Nitrato e Nitrito

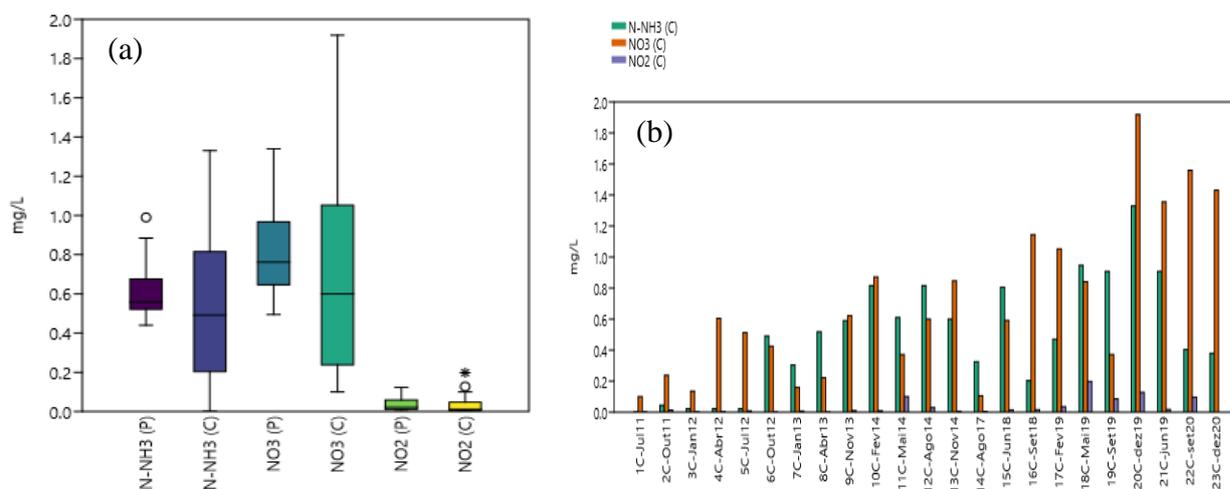
Ao considerar os resultados históricos para os pontos de amostrais, a concentração média registrada foi de 0,61 mg/L ($\pm 0,15$) para o N Amoniacal (N-NH₃); 0,83 mg/L ($\pm 0,26$) para Nitrato (NO₃); e de 0,3 mg/L ($\pm 0,3$) para Nitrito (NO₂). A mediana amostral foi de 0,55 mg/L para N-NH₃, de 0,76 mg/L para NO₃ e de 0,021 mg/L para NO₂ (Figura 18a).

Os menores registros entre os pontos foram observados no P9 para N-NH₃ com 0,44 mg/L, NO₃ com 0,49 mg/L e NO₂ com 0,01 mg/L. Esse ponto está inserido em tributário do rio Bezerra, identificado como córrego Poção/Salobro, compreendendo a região de contribuição a montante da barragem de água bruta.

Quanto aos maiores valores médios registrados é interessante observar que eles estão relacionados aos pontos amostrais localizados mais a jusante dos barramentos instalados no leito do rio Bezerra, compreendendo os pontos: P16 para N-NH₃, com 0,99 mg/L, e para NO₂, com uma concentração de 0,12 mg/L; e o ponto P17 para NO₃, com 1,34 mg/L.

Em relação aos resultados considerando as campanhas de monitoramento (Figura 18b), a média geral foi de 0,50 mg/L ($\pm 0,36$) para N-NH₃; 0,70 mg/L ($\pm 0,51$) para NO₃; e 0,036 mg/L ($\pm 0,05$) para NO₂.

Figura 18. Dados históricos médios de N-NH₃, NO₃ e NO₂ - pontos (P) e campanhas (C).



Os maiores registros para os parâmetros de análise foram observados no ano de 2019, contemplando a 19^a campanha (set/19), com 0,19 mg/L para NO₂; e a 20^a campanha (dez/19) com 1,33 mg/L para N-NH₃ e 1,91 mg/L para NO₃.

Já os menores valores médios observados entre as coletas foram obtidos em período preliminar e em início de operação do empreendimento, contemplando a 1^a campanha (jul/11), com 0,001 mg/L para N-NH₃ e 0,10 mg/L para NO₃; e a 7^a campanha (jan/13), com valores abaixo do nível de detecção do método (<0,001 mg/L) para NO₂.

No geral, os ambientes amostrados apresentam condições compatíveis com águas doces de classe 2, conforme preconiza a Resolução CONAMA n° 357/2005, sobretudo para os parâmetros NO₃ e NO₂, cujos limites indicados são de 10,0 mg/L NO₃ e 1,0 mg/L NO₂. Para N-NH₃ os limites da norma dependerão dos níveis de pH do meio.

Mesmo assim, para o parâmetro o N-NH₃ observam-se não conformidades ao limite referencial da norma especialmente nas campanhas realizadas em 2014, em fase operacional do empreendimento, portanto.

CETESB (2016) pondera como principal motivo da entrada desse constituinte nos ambientes aquáticos a causas antrópicas, como do lançamento de atividades industriais, escoamento de áreas agrícolas e o lançamento de efluentes sanitários.

Como o rejeito lançado pelo empreendimento na barragem de disposição sobre o leito do rio Bezerra contempla uma fase preliminar de beneficiamento, compreendendo a separação do material rico em fósforo dos demais constituintes minerais sem interesse ao processo, o que é lançado pode ser resumido como uma “lama” sem uma interação química relevante, já que o processo químico do empreendimento é entendido como um sistema fechado, não

havendo o lançamento de efluentes pela planta química (unidade industrial) responsável pela produção de fertilizantes, sendo reaproveitados dentro do sistema.

Com isso, tendo como base as características esperadas para o rejeito mineral lançado, não se credita relação direta do lançamento à presença de N-NH₃ que justifique as não conformidades observadas no monitoramento para esse parâmetro.

Apesar do ano de 2014 referir-se a uma fase operacional, boa parte das estruturas de apoio empregadas na etapa de instalação foram desmobilizadas nesse período, como alojamentos e canteiros de obras. O que pode vir a ser uma justificativa a presença desse constituinte em condições de não conformidades se sua relação for de fato a lançamentos de efluentes sanitários no meio e ao considerar uma possível relação direta ou indireta do empreendimento.

Nessa mesma linha, as formas de uso e ocupação do solo da região foram também influenciadas pela presença do projeto na área de estudo, o que pode também atuar como um fator de influência para as concentrações de N-NH₃, por meio de lançamentos de efluentes sanitários indiscriminados na bacia, sem o devido tratamento prévio pelas comunidades rurais e demais usuários da bacia.

6.1.1.8 Manganês Total (Mn)

O valor médio para o parâmetro em relação aos pontos de amostragem ao longo do monitoramento foi 0,32 mg/L ($\pm 0,9$), sendo a mediana amostral de 0,04 mg/L (Figura 19a).

As maiores concentrações médias ocorreram no ponto P7 (profundo), barragem de água bruta, com 3,9 mg/L. Já os menores valores médios foram registrados no ponto P9, com concentração de 0,02 mg/L para Mn, estando localizado no córrego Poções/Salobro, tributário do rio Bezerra, em região a montante da barragem de acumulação de água.

A média histórica entre as campanhas foi de 0,26 mg/L ($\pm 0,7$) (Figura 19b). Para as campanhas realizadas no período de estiagem a média observada foi de 0,47 mg/L; enquanto no período chuvoso o valor obtido para Mn foi de 0,14 mg/L.

Pontualmente, o resultado de maior relevância para o parâmetro foi obtido na 14^a C (ago/17), sendo registrado na barragem de acumulação de água, considerando o ponto profundo adotado no monitoramento, o P7 (P), com uma concentração de 53,8 mg/L.

A média obtida para os demais pontos na mesma campanha citada, excluindo-se o resultado apontado para o P7 (P), foi de apenas 0,06 mg/L, destoando de forma significativa

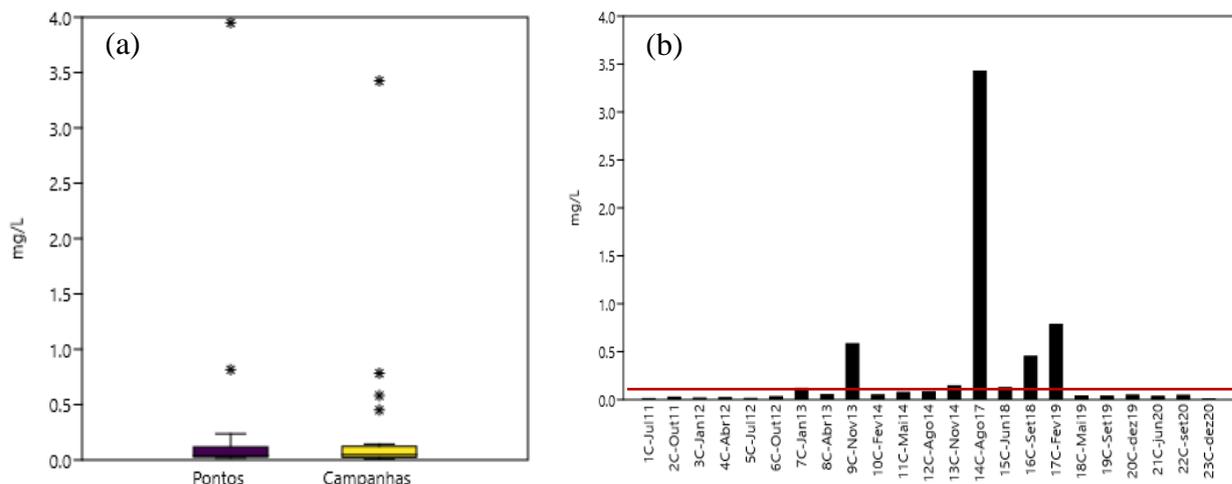
dos demais resultados. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece como limites referencial ao parâmetro o valor de 0,1 mg/L Mn.

A princípio o resultado atípico registrado na campanha pode ser entendido como um outlier amostral, já que esse nível de concentração não foi registrado em nenhum outro momento do horizonte de monitoramento da área de estudo, apesar de registrados dentro do monitoramento valores acima do que preconiza a Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 02.

O segundo sítio de amostragem com a maior concentração média refere-se ao P2, na barragem de rejeitos minerários, com 0,816 mg/L Mn, o que permite relacionar a sua presença nos ambientes a jusante ao lançamento da polpa de rejeitos na barragem sobre o rio Bezerra, indicando potencial acúmulo na barragem de água bruta, mesmo que momentâneo, para ser permitir uma justificativa relacionada à concentração máxima observada ao longo do horizonte monitorado.

As menores concentrações foram obtidas na 23ª campanha (dezembro/20), com concentração média 0,006 mg/L, valor bem abaixo do limite referência da norma.

Figura 19. Dados históricos médios de Mn - pontos e campanhas.



6.1.1.9 Alumínio Dissolvido (Al)

A média histórica observada para o parâmetro em relação aos sítios de amostragem foi de 0,06 mg/L ($\pm 0,08$). O maior valor médio contemplou o ponto amostral P2, com 0,33 mg/L, e o menor registro dando-se no ponto P14, com 0,013 mg/L. A mediana amostral foi de 0,036 mg/L Al (Figura 20a).

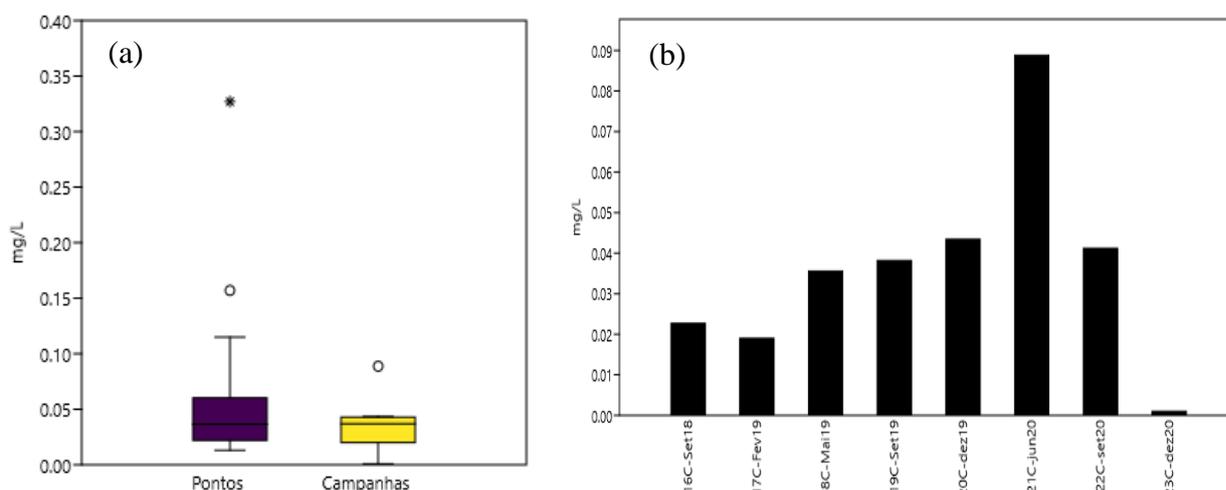
O ponto P2 localiza-se na barragem de rejeitos minerários, enquanto o P14 localiza-se a jusante das barragens do empreendimento, no rio Bezerra.

Já entre as campanhas amostrais (Figura 20b), a média obtida foi de 0,03 (\pm 0,02), variando de 0,001 mg/L na 23ª C (dez/20) a 0,08 mg/L na 21ª C (jun/19). O limite referencial estabelecido pela Resolução CONAMA para águas doces de classe 02 é de 0,1 mg/L Al.

Cabe citar que esse parâmetro teve sua introdução ao plano de monitoramento ambiental da área de estudo apenas após a etapa de concepção do empreendimento minerário, na 16ª C (set/18).

A presença do constituinte possui relação direta provável ao lançamento da polpa de rejeitos minerais, já que, no geral, limita-se a região do ponto P2, barragem de rejeitos, em concentrações acima do limite da norma,

Figura 20. Dados históricos médios de Al - pontos e campanhas.



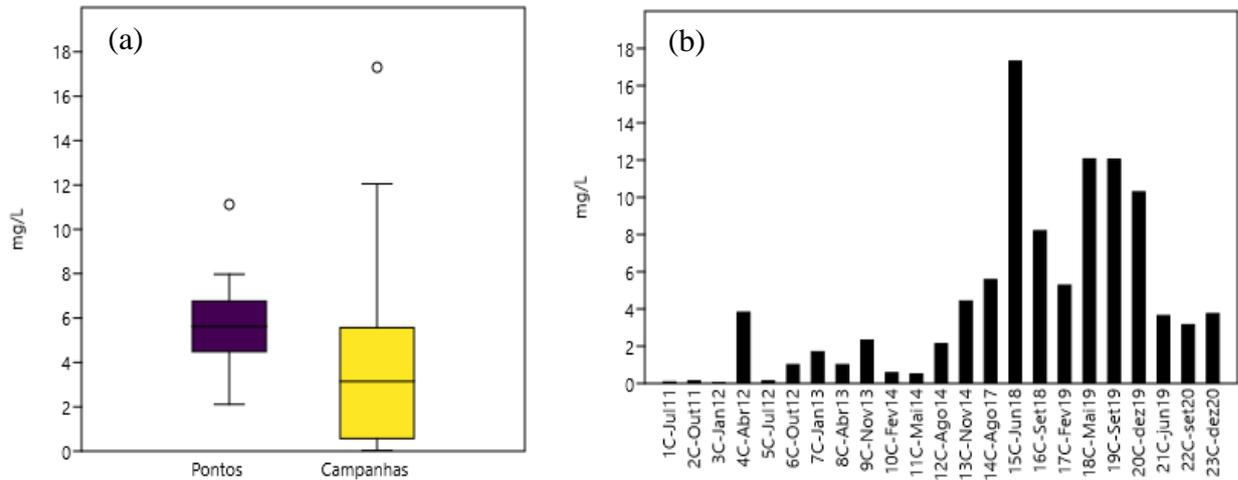
6.1.1.10 Cloreto (Cl)

Para Cloreto, a média histórica relacionada aos pontos de amostragem foi de 5,7 mg/L (\pm 1,9). O menor valor médio foi obtido no ponto P1, com 2,11 mg/L, e o maior no ponto P2, com 11,12 mg/L (\pm 23,0). O P1 está localizado a montante da barragem de rejeitos, no rio Bezerra, e o P2 localizado no barramento citado. A mediana amostral foi de 5,62 mg/L Cl (Figura 21a).

Já a média histórica entre as campanhas (Figura 21b) foi de 4,3 mg/L (\pm 4,7), sendo o maior valor na 15ª C (jun/18), com 17,3 mg/L, e o menor na 3ª C (jan/12), com 0,024 mg/L (\pm 0,07). Para as campanhas conduzidas na estação seca, o valor médio para o parâmetro foi de 5,8 mg/L (\pm 5,7) e de 3,34 mg/L (\pm 3,7) nas campanhas da estação chuvosa.

No geral, os resultados para o parâmetro ao longo do monitoramento estão abaixo do limite referência da norma para águas doces de classe 02, que é de 250 mg/L Cl. Não sendo notadas condições relevantes desse parâmetro em relação aos sítios de amostragem.

Figura 21. Dados históricos médios de Cl⁻ - pontos e campanhas.

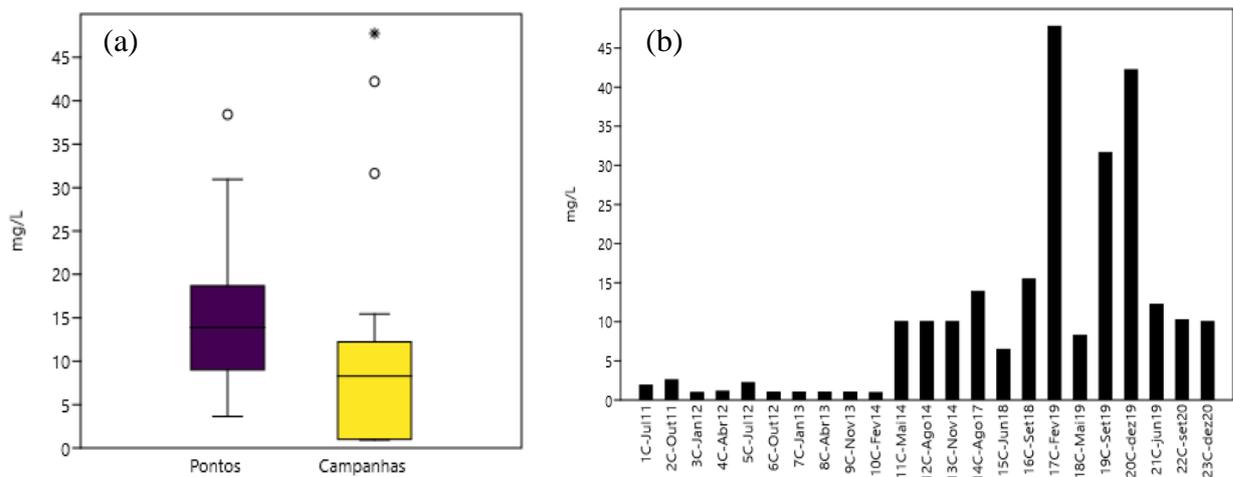


6.1.1.11 Sulfato Total (SO₄)

Já para o parâmetro Sulfato Total (SO₄), a concentração média observada entre os pontos de monitoramento adotados é de 15,57 mg/L ($\pm 9,5$), tendo as menores concentrações médias relacionadas ao ponto P15, no córrego Carvalho - tributário do rio Bezerra, com 3,64 mg/L, e as maiores concentrações referindo-se ao ponto P4, localizado a jusante da barragem de rejeitos, no rio Bezerra, com valor de 38,4 mg/L. A mediana amostral obtida entre os pontos de amostragem foi de 13,9 mg/L (Figura 22a).

Entre as campanhas (Figura 22b), a concentração média obtida foi de 10,5 mg/L ($\pm 13,04$). A menor concentração média relacionou-se a 10ª campanha (fev/14), com 0,93 mg/L, e a maior concentração foi observada na 17ª campanha (fev/19), com 47,76 mg/L.

Figura 22. Dados históricos médios de SO₄ - pontos e campanhas.



Entre as campanhas realizadas na estação seca e chuvosa, observa-se uma maior concentração média para as campanhas do período de estiagem, com 11,54 mg/L. Já as

campanhas conduzidas durante a estação chuvosa a média das concentrações obtidas foi de 9,84 mg/L.

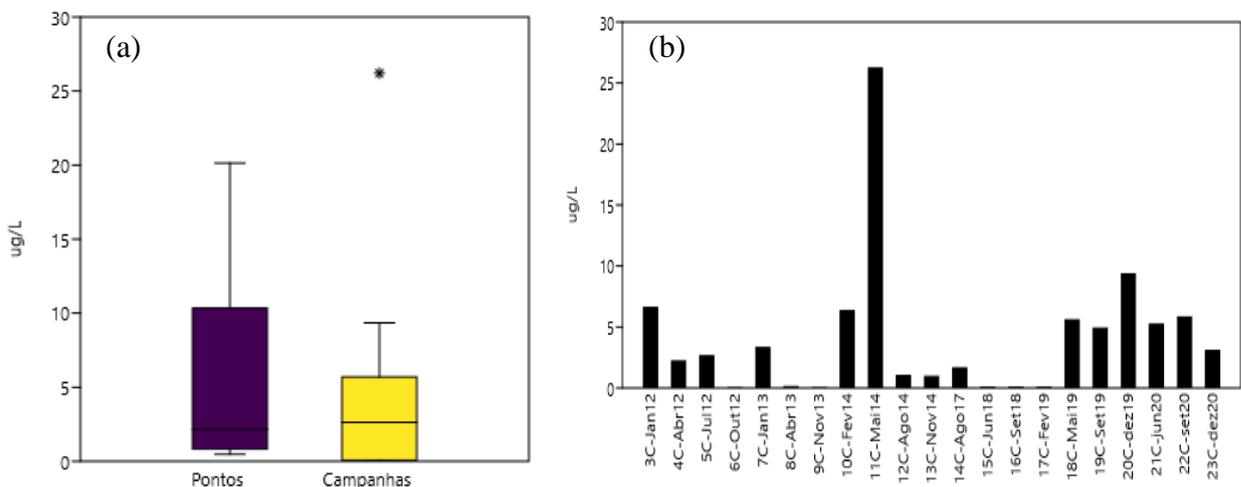
Os resultados para o parâmetro ao longo do monitoramento mostraram-se abaixo do limite referência da norma para águas doces de classe 02, que é de 250 mg/L SO_4 . Não sendo notadas condições relevantes desse parâmetro em relação aos sítios de amostragem.

6.1.1.12 Clorofila-a (Cla)

Para Cla a média geral obtida para os pontos de amostragem foi de 5,0 $\mu\text{g/L}$ ($\pm 5,9$), tendo as menores concentrações médias no ponto P9, com 0,47 $\mu\text{g/L}$, no córrego Poção/Salobro, e os maiores registros no ponto P8, com 20,13 $\mu\text{g/L}$, na barragem de acumulação de água. A mediana amostral foi de 2,16 $\mu\text{g/L}$ (Figura 26a).

Entre as campanhas (Figura 26b), a concentração média obtida foi de 4,04 $\mu\text{g/L}$ ($\pm 5,8$). Os menores valores foram registrados na 6ª C (out/12) e 9ª C (nov/13), com valores abaixo do limite de quantificação do método, já os maiores registros relacionaram-se à 11ª C (mai/14), com uma concentração média de 26,2 $\mu\text{g/L}$.

Figura 23. Dados históricos médios de Cla - pontos e campanhas.



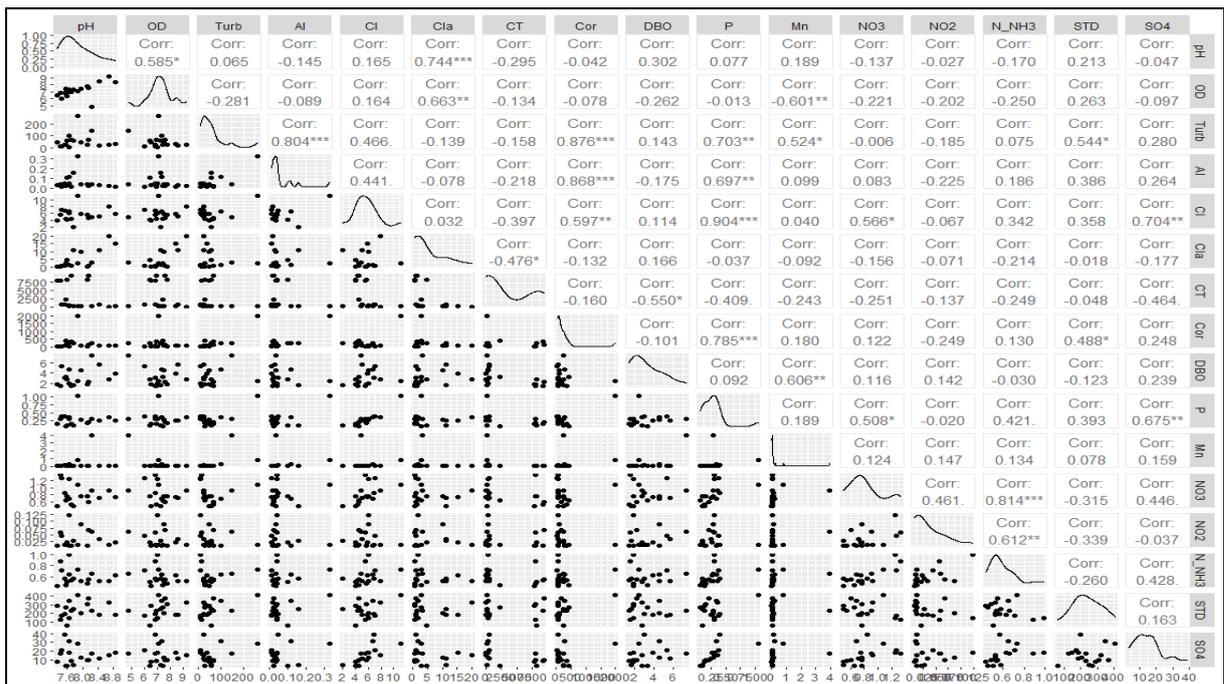
A Resolução CONAMA n° 357/2005 estabelece como limite referencial o valor de 30,0 $\mu\text{g/L}$ para Cla. No geral, as concentrações desse parâmetro mantiveram-se em respeito ao limite da norma.

Mesmo assim, pontualmente ao longo do monitoramento foram observadas concentrações superiores ao limite referencial, a exemplo dos pontos inseridos na barragem de acumulação de água que na campanha de maio de 2014 obtiveram um valor médio de 66,27 $\mu\text{g/L}$, denotando uma condição de efetiva atividade fotossintética no ambiente monitorado,

apresentou uma relação significativa com Turbidez e Cor (Figura 25). O SO_4 , por sua vez, relacionou-se a um nível de significância de 0,1% com os parâmetros P e Cl.

Essas correlações significativas observadas para as variáveis de qualidade podem indicar uma interação à presença de constituintes minerais no ambiente aquático, seja relacionada a uma condição ambiental natural do meio ou mesmo antropogênica, em função da polpa de rejeitos minerais lançada na barragem de disposição.

Figura 25. Distribuição dos dados, correlação entre as variáveis e nível de significância.



Nota: (***) – Significativo à 0,01% de probabilidade; (**) – Significativo à 1% de probabilidade; e (*) – Significativo à 5% de probabilidade.

6.1.3 Análise de Componentes Principais – PCA

A partir da PCA, ao considerar os resultados globais dos pontos de amostragem, foram identificadas 16 componentes principais (CPs), no qual as 4 primeiras componentes explicam 79,1 % da variância dos dados (Quadro 12).

Quadro 12. PCA – Resultados das variáveis para os pontos de amostragem.

PC	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Desvio Padrão	2,23	1,75	1,62	1,41	1,02	0,87	0,74	0,60
Prop. Variância (%)	31,1%	19,1%	16,5%	12,5%	6,5%	4,8%	3,5%	2,2%
Prop. Cumulativa (%)	31,1%	50,1%	66,6%	79,1%	85,6%	90,4%	93,8%	96,1%
PC	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16
Desvio Padrão	0,49	0,39	0,31	0,24	0,20	0,16	0,10	0,02
Prop. Variância (%)	1,5%	1,0%	0,6%	0,4%	0,3%	0,2%	0,1%	0,0%
Prop. Cumulativa (%)	97,6%	98,5%	99,1%	99,5%	99,8%	99,9%	100,0%	100,0%

Dos 16 CPs determinados pela PCA, 8 possuem autovalores maiores que 1, que explicam cerca de 96,1% da variância encontrada em relação aos parâmetros de análise da área de estudo. Os dois primeiros eixos explicam pouco mais da metade (50,1%) da variância total dos dados. O eixo 1 apresentou 31,1% e o segundo eixo com 19,1%.

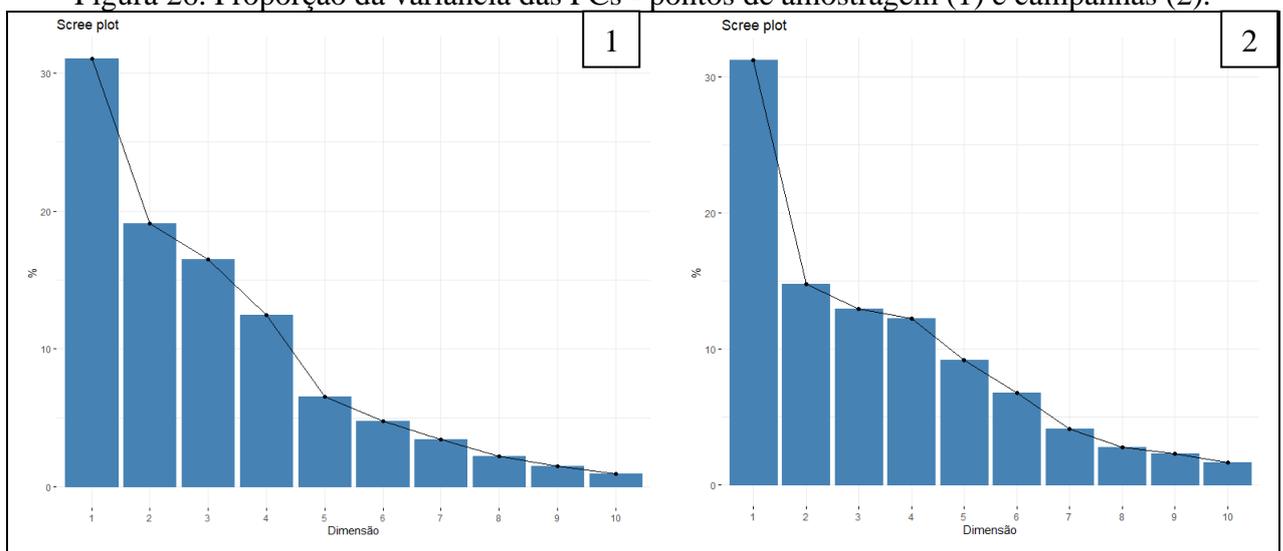
Já entre as campanhas de monitoramento, tendo como base os resultados médios gerais dos parâmetros de qualidade empregados ao longo do histórico de monitoramento, a análise de PCA resultou em 13 principais componentes (PCs), conforme demonstrado a seguir (Quadro 13 e Figura 26). Dos 13 CPs determinados pela PCA, 10 possuem autovalores maiores que 1, que explicam cerca de 98% da variância encontrada em relação aos parâmetros de análise da área de estudo.

Os 4 primeiros CPs representam pouco mais de 70% da variância dos dados (Quadro 15), ou seja, cerca de 2/3 das informações contidas nas 13 variáveis de qualidade adotadas podem ser representadas pelas 4 primeiras PCs. A PC1 e PC2 possuem uma proporção de variância cumulativa de 46%.

Quadro 13. PCA – Resultados das variáveis nas campanhas de monitoramento.

PC	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13
Desvio Padrão	2,02	1,38	1,30	1,26	1,09	0,94	0,73	0,60	0,55	0,47	0,35	0,29	0,22
Prop. Variância (%)	31,2	14,8	12,9	12,2	9,2	6,8	4,1	2,8	2,3	1,7	1,0	0,6	0,4
Prop. Cumulativa (%)	31,2	46,0	58,9	71,2	80,3	87,1	91,3	94,0	96,3	98,0	99,0	99,6	100,0

Figura 26. Proporção da variância das PCs - pontos de amostragem (1) e campanhas (2).



Segundo Regazzi (2000), para aplicações em diversas áreas do conhecimento, o número de componentes utilizados tem sido aquele que acumula 70% ou mais de proporção da variância total.

Já em relação às cargas dos fatores oriundos da PCA, segundo Liu et al. (2003) apud Trindade (2013), pode-se classificá-las como “fortes”, “moderadas” e “fracas”, correspondendo aos valores absolutos iguais a maior que 0,75, 0,75 - 0,50 e 0,50 - 0,30, respectivamente.

Entretanto, essa classificação tende a ser dinâmica, podendo uma alta quantidade de variáveis e dados influir para a indicação de menores valores entre os fatores, mas representando uma maior correlação no eixo de análise, mesmo obtendo-se valor absoluto abaixo de 0,75.

Para as variáveis analíticas, tendo como base os dados referentes aos pontos de amostragem adotados, as correlações entre as CPs e as variáveis mostram-se com cargas “fracas” a “moderadas”, não sendo observadas correlações “fortes”, indicando que um maior número de CPs é necessário para se explicar os dados do monitoramento (Quadro 14).

O eixo 1 ou PC1 correlacionou-se positivamente com os parâmetros Turbidez, Cl, Cor, SO₄, P e Al; no eixo 2, positivamente, com OD e STD e, negativamente, com N-NH₃, NO₃ e NO₂; no eixo 3, positivamente, com CT e, negativamente, com pH, DBO, Cla; e no eixo 4, positivamente, com DBO e Mn e, negativamente, com OD.

Quadro 14. Cargas obtidas para cada PC por parâmetro em função dos pontos de amostragem.

Parâmetros	PC1	PC2	PC3	PC4
pH	0,013	0,278	-0,438**	0,108
Turbidez	0,361*	0,149	0,181	0,256
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0,075	0,373*	-0,284	-0,378**
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	0,186	0,360*	0,118	0,039
Cloreto (Cl)	0,373*	0,040	-0,134	-0,225
Cor Verdadeira	0,367*	0,175	0,205	-0,006
Sulfato (SO₄)	0,303*	-0,118	-0,119	-0,103
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,084	-0,109	-0,324**	0,483**
Fósforo Total (P)	0,431*	0,029	-0,035	-0,129
Manganês Total (Mn)	0,164	-0,136	-0,057	0,581*
Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃)	0,200	-0,398**	-0,098	-0,235
Nitrato (NO₃)	0,212	-0,384**	-0,158	-0,246
Nitrito (NO₂)	-0,010	-0,382**	-0,184	-0,044
Coliformes Termotolerantes (CT)	-0,207	0,000	0,413**	-0,093
Clorofila-a	-0,051	0,282	-0,460**	-0,024
Alumínio Dissolvido	0,337*	0,150	0,214	-0,042

Nota: * Correlação positiva fraca a moderada; ** Correlação negativa fraca a moderada.

Para as campanhas de amostragem e os parâmetros de análise adotados ao longo do monitoramento (Quadro 15), foi também indicado que as correlações entre as CPs e as

variáveis mostram-se com cargas “fracas” a “moderadas”, não sendo observadas correlações “fortes”. As maiores cargas observadas na PC1 referiram-se ao Fósforo Total (P) e Sulfato (SO₄); Cor verdadeira e Turbidez na PC2; pH na PC3; e DBO e Manganês (Mn) na PC4.

Quadro 15. Cargas obtidas para cada PC por parâmetro em função das campanhas.

Parâmetros	PC1	PC2	PC3	PC4
pH	0,171	0,366*	-0,414**	-0,006
Turbidez	-0,105	0,633*	0,180	0,145
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0,041	0,299	-0,294	-0,373**
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	-0,007	-0,010	-0,512	-0,356**
Cloreto (Cl)	0,362*	-0,034	-0,232	0,037
Cor Verdadeira	-0,151	0,560*	0,276	-0,001
Sulfato (SO₄)	0,418*	0,014	0,013	0,065
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,081	0,126	-0,370**	0,529*
Fósforo Total (P)	0,467*	0,050	0,023	0,063
Manganês Total (Mn)	0,020	0,011	-0,157	0,583*
Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃)	0,353*	0,204	0,024	-0,286
Nitrato (NO₃)	0,354*	0,025	0,231	-0,010
Coliformes Termotolerantes (CT)	0,394*	-0,017	0,319*	-0,055

Nota: * Correlação positiva fraca a moderada; ** Correlação negativa fraca a moderada.

Com o resultado da ACP, considerando os sítios de amostragem do monitoramento, é possível observar a formação de grupos, evidenciando que as amostras seguem um padrão para os diferentes locais de análise (Figura 27 e Figura 28).

No primeiro eixo 1 (PC1) relacionam-se os pontos de amostragem inseridos no rio Bezerra, compreendendo a barragem de rejeitos (P2), os pontos a jusante desta (P3 e P4), bem como os localizados na barragem de água e em sua jusante (P7, P15 e P17). Para a PC1 houve correlação positiva com os parâmetros Turbidez, Cloreto, Cor, Sulfato, Fósforo e Alumínio Dissolvido, denotando, possivelmente uma influência do rejeito lançado na barragem.

Outro agrupamento relevante é observado para os pontos que compreendem os tributários do rio Bezerra (D), locais, em tese, sem influência direta do empreendimento, já que ambos os barramentos estão inseridos no leito do rio Bezerra.

No eixo 2, graficamente, depreende-se ainda uma tendência relacionada aos parâmetros OD, Clorofila-a, pH e STD, apesar de terem sido apontados os parâmetros Cor e Turbidez como principais influências na PC2.

Figura 27. Gráfico PCA - pontos e variáveis.

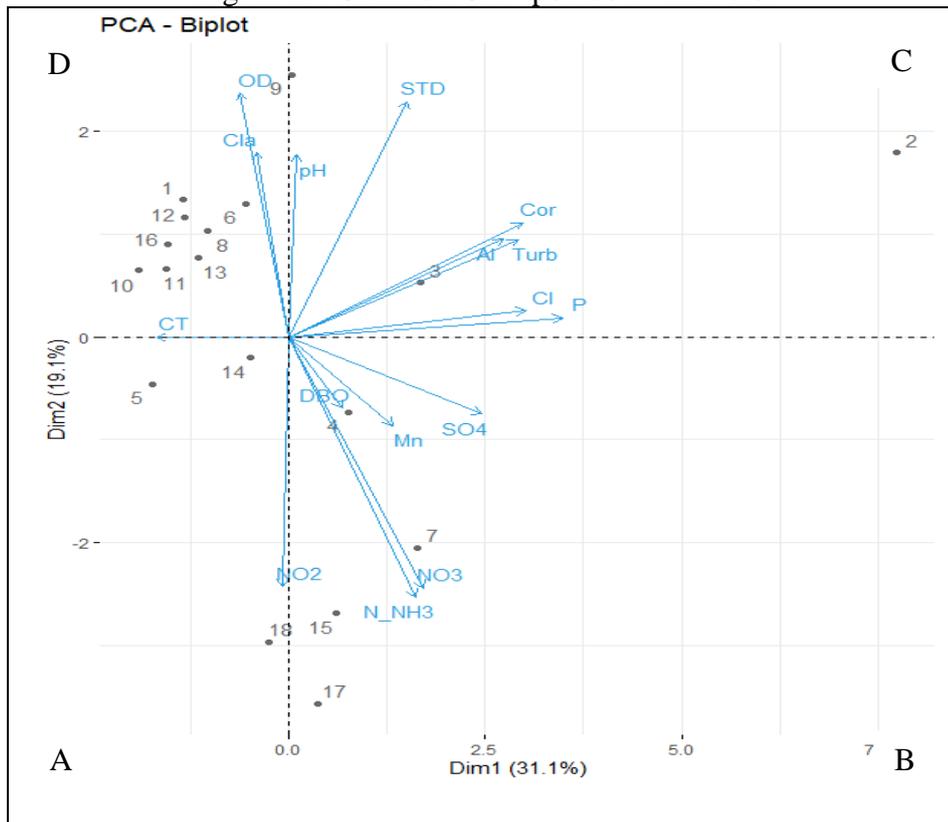
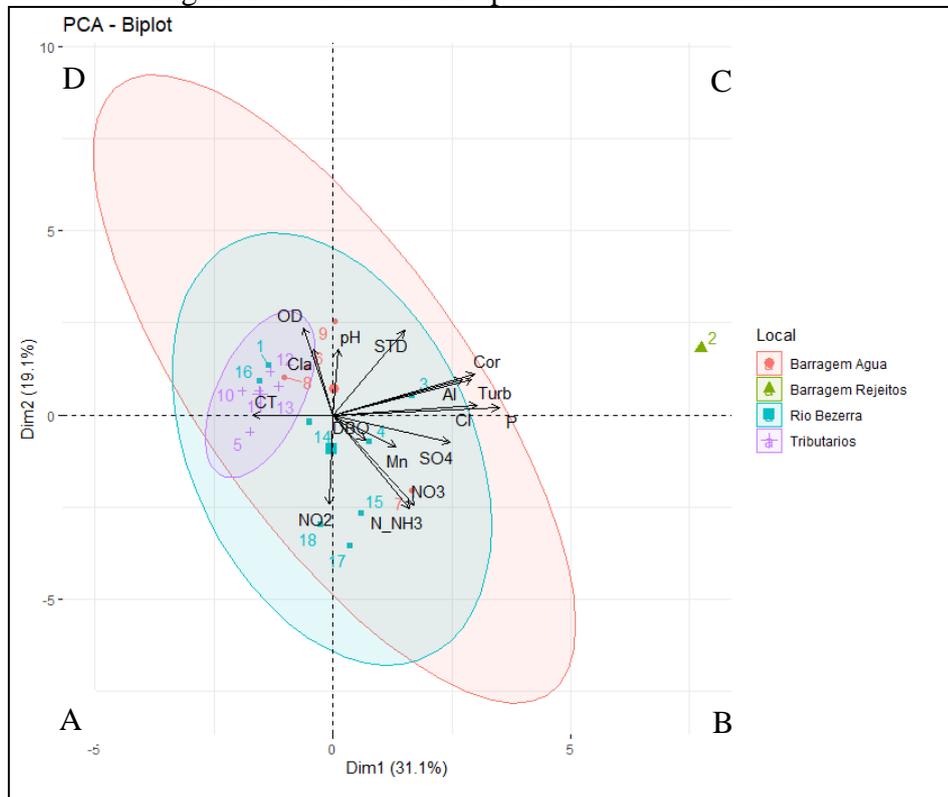


Figura 28. Gráfico PCA - pontos e local de análise.



Quanto às campanhas de monitoramento, observam-se também alguns relevantes agrupamentos para análise, especialmente ao indicar que os parâmetros de análise avaliados não tendem em relação às campanhas iniciais do monitoramento, representadas no quadrante A (Figura 29), o que pode corroborar para a avaliação de diferença entre os dados de campo realizados previamente e após a concepção do projeto na zona rural de Arraias/TO.

É possível depreender também desta análise que não há, de um modo geral, uma evidente tendência das variáveis em relação às estações climáticas, exceção aos parâmetros Cor e Turbidez nas campanhas 7, 8 e 10; e P, SO₄ e Cloreto na 20ª campanha (Figura 30).

Figura 29. Gráfico PCA - campanhas e variáveis.

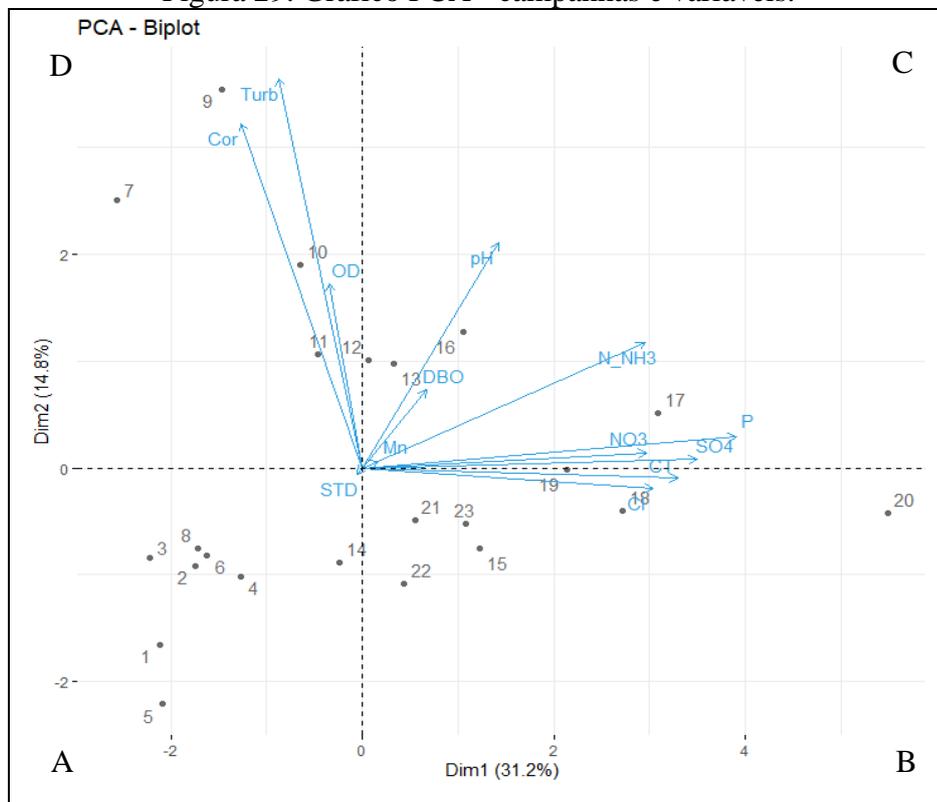
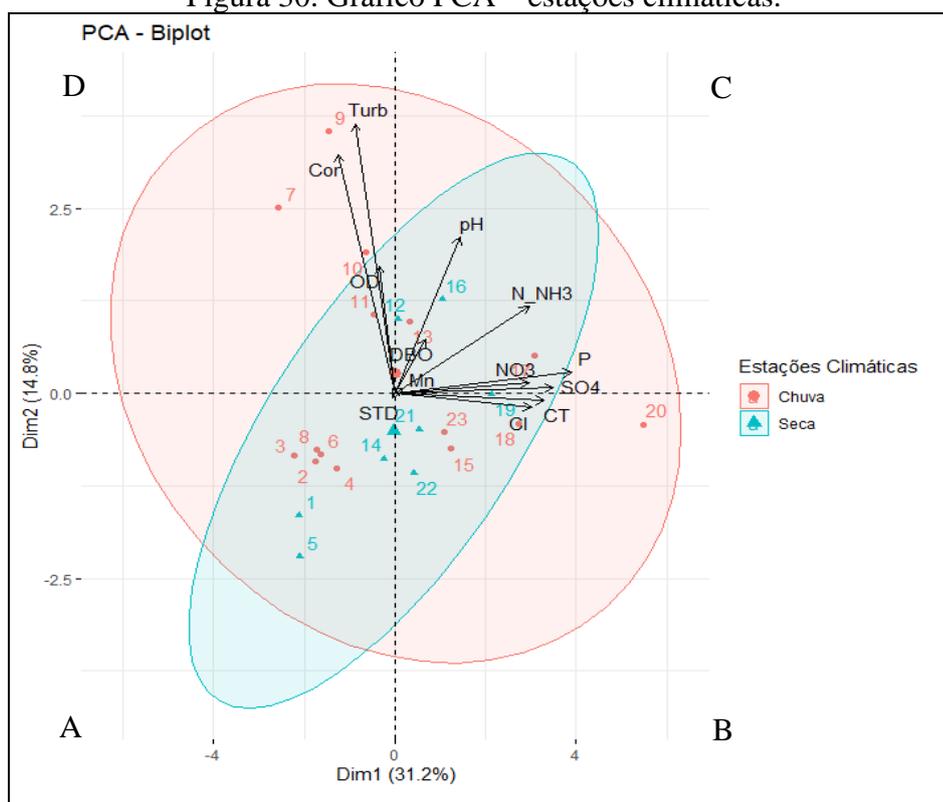


Figura 30. Gráfico PCA – estações climáticas.



6.1.4 Análise de Variância – ANOVA

Os parâmetros com as maiores influências observadas por meio da PCA nos eixos de 1 a 4, tanto ao considerar os dados gerais obtidos por meio dos pontos (espacial) quanto por meio das campanhas (temporal) foram objetos de análise por meio da ANOVA.

Assim, destacaram-se em relação às PCs os parâmetros Fósforo Total (P), a série Nitrogênio (N-NH₃, NO₃ e NO₂), Cor Verdadeira, Turbidez, pH, Clorofila-a, Manganês Total (Mn) e DBO.

6.1.4.1 Avaliação Espacial

Ao analisar os resultados gerais obtidos em relação aos pontos de amostragem das campanhas de monitoramento, indica-se que pelo menos uma das interações entre os grupos possui uma diferença significativa, obtendo-se um p-valor abaixo de 0,05 para um nível de confiança de 95%. Os resultados desta análise são demonstrados no Quadro 16.

Para a avaliação espacial dos dados oriundos do monitoramento foi realizado um agrupamento dos pontos em relação aos seus respectivos ambientes de amostragem, ou seja, contemplando os pontos localizados no rio Bezerra, em seus tributários amostrados, na barragem de acumulação de água e na barragem de disposição de rejeitos, bem como em

relação às regiões a montante e a jusante das estruturas, avaliando se há diferença significativa entre esses fatores de análise.

Quadro 16. p-valor obtido pela ANOVA em relação aos parâmetros e o fator de análise.

Fator	P	N-NH ₃	NO ₃	NO ₂	Cor	Turb.	pH	Cla	Mn	DBO
Ambientes	4,7e-06	0,188	0,199	0,568	1,6e-08	0,000428	0,000334	0,0179	0,333	0,061
Regiões	0,00001	0,29900	0,04220	0,65600	1,61e-08	0,00042	0,00020	0,02460	0,33500	0,02770

Nota: *p* valor < 0,05: significativo a um nível de confiança de 95%.

Legenda: P – Fósforo total; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; NO₃ – Nitrato; NO₂ – Nitrito; Turb. – Turbidez; Cla – Clorofila-a; Mn – Manganês total.

Por meio da análise de Tukey é possível avaliar entre quais fatores há diferença indicada por meio da análise de variância (ANOVA), já que se rejeita a hipótese nula de que todas as médias são iguais, por meio da comparação de médias par-a-par (Quadro 17 e 18).

Quadro 17. Valor p do teste de Tukey por parâmetro e fator de análise (Ambientes).

Ambientes	P	N-NH ₃	NO ₃	NO ₂	Cor	Turb.	pH	Cla	Mn	DBO
BR-BA	0,0000191	0,7756	0,7790	0,9432	0,0000	0,0009	0,1353	0,267	0,997	0,448
Rio Bezerra-BA	0,97785	0,7681	0,9329	0,8971	0,9740	0,7792	0,0002	0,036	0,371	0,273
Tributários-BA	0,13852	0,7906	0,6489	0,9764	0,9419	0,9978	0,0024	0,016	0,396	0,042
Rio Bezerra-BR	0,0000075	0,9689	0,9104	0,7584	0,0000	0,0002	0,7688	0,995	0,871	0,954
Tributários-BR	0,000002	0,4393	0,3634	0,9882	0,0000	0,0006	0,9814	0,997	0,856	0,992
Tributários-Rio Bezerra	0,14222	0,1901	0,2253	0,6219	0,9966	0,8496	0,7045	0,839	0,999	0,467

Legenda: BR – Barragem de rejeitos; BA – Barragem de água; P – Fósforo total; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; NO₃ – Nitrato; NO₂ – Nitrito; Turb. – Turbidez; Cla – Clorofila-a; Mn – Manganês total.

Quadro 18. Valor p do teste de Tukey por parâmetro e fator de análise (Regiões).

Regiões	P	N-NH ₃	NO ₃	NO ₂	Cor	Turb.	pH	Cla	Mn	DBO
Jusante-BA	0,97394	0,82628	0,78285	0,88853	0,96834	0,77671	0,00010	0,02376	0,36695	0,29692
Montante-BA	0,13988	0,88036	0,35961	0,99801	0,95390	0,99802	0,00262	0,04129	0,40506	0,01834
Jusante-BR	0,00001	0,96623	0,92734	0,77015	0,00000	0,00020	0,70009	0,99992	0,86882	0,91422
Montante-BR	0,00000	0,53238	0,18285	0,97274	0,00000	0,00059	0,99350	0,99991	0,86049	0,96809
Mont-Jusante	0,14997	0,31873	0,04105	0,76493	0,99931	0,84419	0,44687	1,00000	0,99978	0,20827

Legenda: BR – Barragem de rejeitos; BA – Barragem de água; P – Fósforo total; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; NO₃ – Nitrato; NO₂ – Nitrito; Turb. – Turbidez; Cla – Clorofila-a; Mn – Manganês total.

Pela análise efetuada, a barragem de disposição de rejeitos difere-se dos demais ambientes e regiões de análise para os parâmetros P, Cor e Turbidez, contexto de certa forma esperado, já que esse ambiente é responsável por receber uma polpa (solo e água) de rejeitos minerários, podendo afetar diretamente os parâmetros citados, especialmente ao considerar que no rejeito ainda há material rico em fósforo não assimilado na etapa de separação nos flotores da unidade de beneficiamento mineral.

Para os demais grupos de análise observa-se diferença significativa para os parâmetros pH e Clorofila-a entre a barragem de acumulação de água e os demais sítios de amostragem inseridos no rio Bezerra e em seus tributários amostrados, considerando tanto a região a montante quanto a jusante da estrutura. Parâmetros esses que tendem a se relacionar a ambientes lênticos, já que indicam atividade fotossintética das algas (ESTEVES, 2011).

Notou-se também que os mananciais indicados a montante da barragem de água denotaram diferença significativa entre os seus resultados de análise para o parâmetro DBO e os registrados na barragem de água, ponderando possível influência das atividades de entorno sobre esse constituinte de análise, já que a região a montante da barragem de água é caracterizada pela presença de comunidades rurais e o desempenho de atividade agropecuária.

Entre os pontos localizados a montante e a jusante das estruturas foi indicado uma diferença significativa apenas em relação ao NO_3 , contudo, tal contexto é atenuado pelos baixos níveis de concentração do parâmetro observados ao longo do monitoramento, estando abaixo do limite de referência estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 02.

Mesmo identificando-se pela análise diferença significativa entre as médias dos parâmetros de avaliação, é necessário verificar se as premissas do teste da ANOVA foram satisfeitas conforme ponderam Patino e Ferreira (2018), levando-se em conta a homogeneidade das amostras (homoscedasticidade) e a normalidade dos resíduos. Os resultados dessa análise complementar estão expressos no Quadro 19.

Quadro 19. Análise das premissas da ANOVA.

Premissa	P	N-NH ₃	NO ₃	NO ₂	Cor	Turb.	pH	Cla	Mn	DBO
Homoscedasticidade (1)	0,388	0,170	0,133	0,385	0,665	0,651	0,199	0,276	0,369	0,042
Normalidade (2)	0,056	0,174	0,696	0,063	0,059	0,009	0,560	0,064	4,3e-06	0,896

Nota: *p* valor < 0,05: significativo a um nível de confiança de 95%. (1) Teste de Levene; (2) Teste de Shapiro-Wilk. Legenda: BR – Barragem de rejeitos; BA – Barragem de água; P – Fósforo total; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; NO₃ – Nitrato; NO₂ – Nitrito; Turb. – Turbidez; Cla – Clorofila-a; Mn – Manganês total.

Nota-se que nem todas as premissas foram atendidas para os parâmetros Turbidez, Mn e DBO, seja quanto a homoscedasticidade ou mesmo quanto à normalidade dos dados. Assim conduziu-se a aplicação do método estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis, obtendo-se os seguintes *p*-valores (Quadro 20).

Quadro 20. Teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

	Turb.	Mn	DBO
<i>p</i> -valor do teste	0,2026	0,0985	0,1008

Nota: *p* valor < 0,05: significativo a um nível de confiança de 95%.

Para os parâmetros Mn e DBO foi confirmada a premissa de não haver uma diferença significativa entre os locais de amostragem ao considerar um p-valor superior à 0,05. Apesar dessa mesma observação para o parâmetro Turbidez, é provável que a presença de “outliers” esteja causando influência sobre a análise estatística do parâmetro, conforme pondera Fonseca, 2011.

Para o presente trabalho optou-se pela manutenção dos outliers das amostragens, uma vez que, com a retirada desses dados, as condições da qualidade ambiental dos ambientes aquáticos de análise poderiam ser mascaradas, tendendo a uma característica de normalidade ambiental, especialmente em relação à região da barragem de disposição de rejeitos minerários.

Com a ocorrência de valores de Turbidez elevados na barragem de disposição de rejeitos, aliada as observações do p-valor obtido por meio da análise do teste de Tukey, indicando uma diferença significativa entre os demais locais de amostragem e a barragem em questão, converge-se para um entendimento de se rejeitar a hipótese nula, ou seja, considerando que há diferença para o parâmetro entre os grupos analisados.

6.1.4.2 Avaliação Temporal

A mesma análise realizada não indicou uma diferença significativa entre as campanhas conduzidas durante o período de estiagem ao comparar os resultados das campanhas realizadas durante a estação chuvosa ao longo do monitoramento. Contudo, pela ANOVA, indicam-se diferenças significativas em relação aos parâmetros P, N-NH₃, NO₃ e pH para as campanhas conduzidas antes e após o início operacional do empreendimento (Quadro 21).

Quadro 21. p-valor obtido pela ANOVA em relação aos parâmetros e o fator de análise.

Fator	P	N-NH ₃	NO ₃	NO ₂	Cor	Turb.	pH	Mn	DBO
Seca x Chuva	0,89	0,62	0,899	0,052	0,189	0,133	0,928	0,2435	0,174
Antes x Depois	0,01	0,0004	0,0401	0,117	0,2692	0,145	0,0185	0,331	0,31

Nota: *p < 0,05; significativo a um nível de confiança de 95%.

Legenda: BR – Barragem de rejeitos; BA – Barragem de água; P – Fósforo total; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; NO₃ – Nitrato; NO₂ – Nitrito; Turb. – Turbidez; Cla – Clorofila-a; Mn – Manganês total.

Avaliando-se as premissas da ANOVA, foi também observado que nem todas foram atendidas, considerando os parâmetros P, NO₂, Cor Verdadeira, Turbidez, Mn e DBO, conforme demonstrado no Quadro 22.

Quadro 22. Análise das premissas da ANOVA.

Parâmetro	Premissas	Seca x Chuva	Antes x Depois
P	Homocedasticidade (1)	0,3169	0,0393
	Normalidade (2)	0,116	0,445
N-NH ₃	Homocedasticidade (1)	0,6537	0,0955
	Normalidade (2)	0,3661	0,3184
NO ₃	Homocedasticidade (1)	0,0579	0,06689
	Normalidade (2)	0,0922	0,6879
NO ₂	Homocedasticidade (1)	0,0655	0,1641
	Normalidade (2)	0,0155	0,0006
Cor	Homocedasticidade (1)	0,2239	0,3124
	Normalidade (2)	9,61E-07	4,07E-07
Turb	Homocedasticidade (1)	0,3021	0,1574
	Normalidade (2)	5,37E-05	0,0009
pH	Homocedasticidade (1)	0,8973	0,4657
	Normalidade (2)	0,9438	0,5662
Mn	Homocedasticidade (1)	0,2309	0,3655
	Normalidade (2)	2,39E-07	3,17E-08
DBO	Homocedasticidade (1)	0,0968	0,7044
	Normalidade (2)	4,42E-06	5,05E-08

Nota: p valor < 0,05: significativo a um nível de confiança de 95%. (1) Teste de Levene; (2) Teste de Shapiro-Wilk. Legenda: BR – Barragem de rejeitos; BA – Barragem de água; P – Fósforo total; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; NO₃ – Nitrato; NO₂ – Nitrito; Turb. – Turbidez; Cla – Clorofila-a; Mn – Manganês total.

Para os parâmetros cujas premissas da ANOVA não foram atendidas, procedeu-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para avaliação do nível de significância das diferenças entre os fatores de análise (Quadro 23).

Quadro 23. Teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

Fator	P	NO ₂	Cor	Turb.	Mn	DBO
Seca x Chuva	-	0,1123	0,0388	0,0055	0,8204	0,8212
Antes x Depois	0,0062	0,01441	0,01427	0,0687	0,0013	0,0116

Nota: p valor < 0,05: significativo a um nível de confiança de 95%.

Com isso, foi possível rejeitar a hipótese nula correspondente aos parâmetros Cor e Turbidez em referência aos dados obtidos entre as campanhas de monitoramento do período seco e chuvoso, bem como em relação aos parâmetros P, NO₂, Cor, Mn e DBO, contudo, apontando uma diferença significativa entre as campanhas conduzidas antes e depois da operação do empreendimento.

O que se permite depreender, aliado a avaliação espacial, é que o processo de operação do empreendimento minerário exerceu influência sobre as características dos corpos hídricos inseridos na área de estudo, apontando uma diferença significativa sob a ótica estatística entre

as campanhas prévia e após o início da operação do empreendimento, bem como pelas diferenças apontadas entre os sítios de amostragem localizados nos tributários do rio Bezerra e os demais locais de amostragem compreendendo as barragens.

6.2 Indicadores de Qualidade da Água

6.2.1 Índice de Estado Trófico – IET

Aplicando-se o índice de estado trófico tendo como base os resultados médios relacionados aos pontos de amostragem do monitoramento, é indicada uma variação da classificação dos ambientes entre oligotrófico a supereutrófico (Quadro 24).

Quadro 24. Resultados do IET – Pontos de amostragem.

Pontos	Ambiente	Região	Característica	P ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	IET P	Cla ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	IET Cla	IET
P1	Rio Bezerra	Montante	Lótico	102	58	11.27	71	64
P2	BR	BR	Lêntico	1048	77	2.59	51	64
P3	Rio Bezerra	Jusante-BR	Lótico	347	64	1.72	55	59
P4	Rio Bezerra	Jusante-BR	Lótico	394	65	0.83	48	56
P5	Tributários	Jusante-BR	Lêntico	100	58	4.49	63	60
P6	BA	BA	Lêntico	263	68	15.14	60	64
P7P	BA	BA	Lêntico	296	69	3.3	53	60
P7S	BA	BA	Lêntico	259	68	11.1	59	63
P8	BA	BA	Lêntico	368	70	20.13	61	65
P9	Tributários	Montante-BA	Lótico	145	60	0.47	44	51
P10	Tributários	Montante-BA	Lótico	150	60	1.13	51	55
P11	Tributários	Montante-BA	Lótico	164	60	0.59	46	53
P12	Tributários	Montante-BA	Lótico	210	62	1.1	51	56
P13	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	288	63	10.08	70	66
P14	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	376	65	0.82	48	56
P15	Tributário	Jusante- BR/BA	Lótico	72	56	2.87	59	57
P16	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	311	64	1.64	54	59
P17	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	304	64	0.65	46	55

Nota: BR - Barragem de Rejeitos; BA – Barragem de Água.

Legenda: Ultraoligotrófico Oligotrófico Mesotrófico Eutrófico Supereutrófico Hipereutrófico

Apenas um dos pontos (P9) foi classificado como oligotrófico, localizado logo a jusante da barragem de água, sete foram classificados como mesotróficos, quatro como eutróficos e seis classificados como supereutróficos – contemplando especialmente os ambientes lênticos monitorados (P2, P6, P7 e P8).

Outro ponto classificado como supereutrófico referiu-se ao P1, este ponto está localizado a montante da barragem de disposição de rejeitos minerários, o que permite

depreender a influência natural de P sobre os recursos hídricos da região, tendendo a influenciar na análise em relação ao ponto em discussão, tendo em vista os resultados observados para o parâmetro no ponto P1 ao longo do monitoramento, uma vez que este se encontra na porção a montante das barragens e com significativa concentração de P mesmo antes da concepção do empreendimento minerário na região de estudo.

Em relação aos resultados médios obtidos entre as campanhas por ano ao longo do monitoramento, foi possível indicar uma variação entre as classes ultraoligotrófico e hipereutrófico, tendo também uma maior proporção de ambientes correspondentes a classes intermediárias (mesotróficos e eutróficos), conforme demonstrado no Quadro 25.

Quadro 25. Resultados do IET – Pontos de amostragem ao longo dos anos.

Pontos	Ambiente	Região	Característica	2011	2012	2013	2014	2017	2018	2019	2020
P1	Rio Bezerra	Montante	Lótico	58	64	63	70	59	38	46	47
P2	BR	BR	Lêntico	NA	NA	72	59	65	58	66	61
P3	Rio Bezerra	Jusante-BR	Lótico	59	60	64	56	58	39	63	54
P4	Rio Bezerra	Jusante-BR	Lótico	NA	NA	NA	NA	59	44	58	56
P5	Tributário	Jusante-BR	Lêntico	60	62	56	55	57	41	62	58
P6	BA	BA	Lêntico	NA	NA	56	64	60	51	67	62
P7P	BA	BA	Lêntico	NA	NA	64	57	57	50	65	62
P7S	BA	BA	Lêntico	58	61	57	62	51	50	68	66
P8	BA	BA	Lêntico	NA	NA	61	68	55	50	67	64
P9	Tributário	Montante-BA	Lótico	56	52	55	53	53	39	51	50
P10	Tributário	Montante-BA	Lótico	61	59	54	54	65	43	57	48
P11	Tributário	Montante-BA	Lótico	60	56	45	55	56	40	55	48
P12	Tributário	Montante-BA	Lótico	60	58	61	54	61	40	56	48
P13	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	62	59	52	67	58	44	52	67
P14	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	NA	NA	NA	NA	53	44	61	48
P15	Tributário	Jusante- BR/BA	Lótico	55	65	54	50	NA	37	49	48
P16	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	NA	NA	NA	NA	53	42	59	62
P17	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	NA	NA	NA	NA	NA	NA	52	56

Nota: NA – Ausência de dados no período; BR - Barragem de Rejeitos; BA – Barragem de Água.

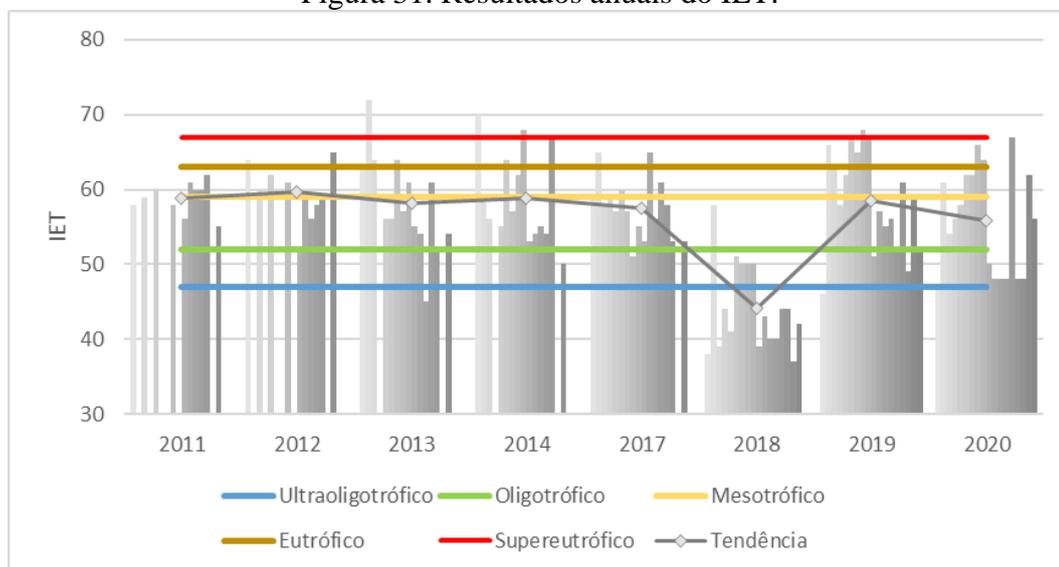
Legenda: Ultraoligotrófico Oligotrófico Mesotrófico Eutrófico Supereutrófico Hipereutrófico

Os resultados obtidos permitem denotar as seguintes características adicionais: a primeira é que as melhores condições do IET se relacionaram à campanha do ano de 2018 (Figura 31), compreendendo um período de retorno das operações do empreendimento após pausa ocorrida entre os anos de 2015 e 2016 - com ausência de dados.

Esse resultado pode indicar a princípio um momento de reequilíbrio do ambiente após a pausa operacional, sobretudo pela redução de aporte de P lançado junto com a polpa de

rejeitos minerários na barragem, podendo refletir uma melhora para as condições observadas em 2018, elevando-se novamente as classes de IET para os anos seguintes em relação aos sítios amostrais tendo em vista o retorno efetivo operacional do projeto.

Figura 31. Resultados anuais do IET.



Outra questão a destacar remete-se ao fato de que a maior parte dos índices elevados obtidos estão relacionados às barragens de disposição de rejeitos minerários e a barragem de acumulação de água ao longo dos anos.

Por fim, novamente, situação peculiar é notada para o ponto a montante da barragem de disposição de rejeitos, o P1, denotando um IET que variou de mesotrófico a hipereutrófico entre os anos de 2011 e 2017. Possivelmente a indicação dessas classes de maior produtividade tenham relação com a presença natural de P na região, influenciando para a indicação de classes com maior estado trófico.

É oportuno esclarecer que as condições ambientais atreladas às classes do IET relacionam-se diretamente às concentrações de P e de Cla analisadas, bem como as possíveis consequências advindas para um ambiente condicionado em termos de nutrientes, no caso P, e pelo nível de atuação algal atrelada a atividade fotossintética representada pela Cla.

Um ambiente com nutrientes disponíveis e alta produtividade fotossintética denotam potencialmente um ambiente alterado, com implicações diretas sobre os usos múltiplos dos recursos hídricos, especialmente em relação aos mais nobres, como o consumo humano, conforme estabelece ANA (2020).

Apesar dos resultados apontarem classes elevadas de IET, sobretudo nos ambientes lênticos relacionados ao empreendimento, é provável que essa condição esteja sendo

influenciada especialmente pelas altas concentrações de P no ambiente observada ao longo do monitoramento, dando-se em primeiro momento pelas concentrações naturais relevantes para o parâmetro e, posteriormente, potencialmente elevadas nos ambientes aquáticos locais a partir da operação do empreendimento.

Ao analisar os dados históricos para Cla, as maiores concentrações foram observadas especialmente na barragem de acumulação de água, contudo, estando em média, abaixo do limite referencial estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 2, o que permite denotar que o ambiente mesmo potencialmente rico em nutrientes, não se tem refletido no momento em uma proliferação algal significativa a ponto de prejudicar as condições ambientais do barramento.

Outra questão a pontuar é que o IET relaciona os valores de P como nutriente relevante para a determinação do grau de trofia dos recursos hídricos, não considerando os demais nutrientes envolvidos no processo de eutrofização nessa análise.

De fato, esse elemento é apontado pela literatura limnológica como um macronutriente limitante pelo fato de que sua entrada nos ambientes aquáticos é restrita, oriunda naturalmente do processo de intemperismo das rochas e lixiviação. De forma antropogênica, sua introdução é potencializada especialmente pelo lançamento de efluentes sanitários e de fertilizantes agrícolas nos recursos hídricos (ESTEVES, 2011).

Como contraponto, Guimarães et al (2019) ponderam também a influência da atividade de mineração sobre a qualidade da água ao analisar o impacto da expansão de uma atividade de mineração inserida na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Salitre, em Minas Gerais, com a detecção de não conformidades relacionadas ao P e outros parâmetros de qualidade.

Cunha (2017) também identificou maiores teores de P em águas de reservatórios próximos a jazidas minerais de fósforo, tendo como base estudo realizado junto a área de influência de uma jazida de urânio (U) associado ao fosfato (PO_4^{3-}) em Itatiaia – CE.

Para o ambiente analisado pontua-se uma relevante condição natural para o P dentro do histórico do monitoramento, o que pode explicar por exemplo a indicação de classes mais elevadas de IET para o ponto P1 localizado a montante da barragem de disposição de rejeitos.

Mesmo influenciando o empreendimento para o aumento da concentração de P no rio Bezerra, é possível que esse macronutriente não atue como fator limitante ambiental para a eutrofização dos recursos hídricos locais, especialmente para os de caráter lântico inseridos na

área de estudo, já que se observam no geral concentrações de Cla abaixo do limite referencial da resolução, denotando uma atividade fotossintética ainda em condições aceitáveis.

Conforme pondera Assunção et al. (2017), atuam como causadores do processo de eutrofização concentrações elevadas de macronutrientes, especialmente Fósforo e Nitrogênio, bem como a condições ambientais propícias de caráter físico e químico, como profundidade, baixo fluxo hídrico, temperatura e outros fatores.

Ao considerar uma influência do empreendimento sobre as concentrações de P no rio Bezerra, destaca-se que esse elemento é introduzido no ambiente ainda com uma característica mineral natural, já que a polpa de rejeitos lançada oriunda do processo de flotação na Unidade Industrial é composta basicamente por lama (solo e água), ainda sem contato com as etapas de enriquecimento químico do P com a finalidade da produção do fertilizante agrícola, em forma de super fosfato simples, sendo de rápida assimilação pelas plantas.

A polpa de rejeitos, ainda com P presente não retido no processo de separação inicial na planta na etapa de flotação, é lançada na barragem de disposição de rejeitos minerários. Esse barramento ao não reter de forma satisfatória o material lançado, pode estar influenciando para as concentrações de P para a região a jusante.

Entretanto, esse P presente pode não estar ainda em uma condição de rápida assimilação pelos organismos fotossintetizantes presentes, conforme pondera Franzen (2009), já que a forma base assimilada por esses organismos aquáticos refere-se ao ortofosfato (solúvel). Outra possibilidade é a de que o P não atue como o fator limitante ao desenvolvimento de algas no ambiente ao se ponderar uma condição de concentração naturalmente relevante de P na região, mesmo antes da concepção do empreendimento.

O que pode ser o motivo de ainda não haver uma “explosão” do crescimento de algas nos ambientes aquáticos inseridos na área de estudo, especialmente nos locais de caráter lântico, mesmo o IET indicando locais potenciais ao desenvolvimento algal e com restrição de usos dos recursos hídricos.

Essa afirmação funda-se nos valores condizentes para o Cla observados dentro do horizonte histórico do monitoramento, que no geral são mantidos em respeito ao limite referencial da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 02, divergindo-se em contextos pontuais ao longo das campanhas, o que indica para os ambientes analisados uma ainda controlada atividade fotossintética mesmo para um ambiente rico em P.

Lopes et al (2015) obtiveram concentrações de até 249,5 µg/L para Clorofila – a em sua área de estudo envolvendo o reservatório de Itaparica, no rio São Francisco, denotando uma relevante atividade fotossintética em determinados locais amostrados.

Já as condições observadas para os ambientes monitorados objetos deste estudo, compreendendo o rio Bezerra, alcançaram valores máximos bem inferiores ao apontado pelo autor supracitado, o que corrobora para o entendimento de uma condição ainda controlada em relação à proliferação algal nos ambientes analisados.

6.2.2 Índices de Qualidade da Água - IQA

6.2.2.1 IQA_{CETESB}

Ao avaliar o IQA_{CETESB} para os ambientes inseridos na área de estudo, considerando a média geral obtida para os pontos de amostragem, observa-se uma variação entre ambientes de regular a boa qualidade (Quadro 26 e Figura 32), não sendo indicadas as condições ruim ou péssima para os ambientes.

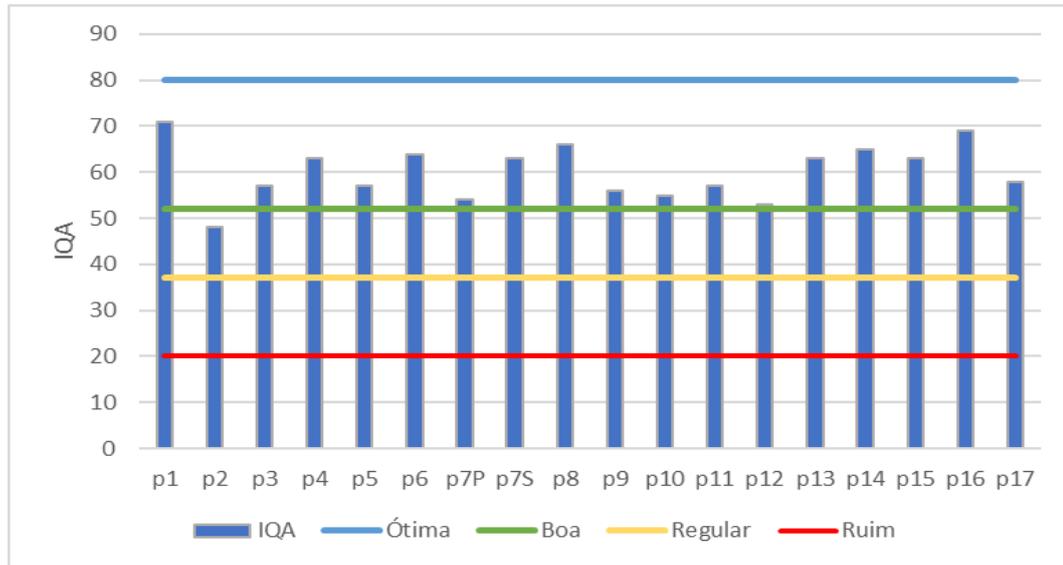
Quadro 26. Resultados do IQA_{CETESB} em relação aos pontos de amostragem.

Pontos	Ambiente	Região	Característica	IQA _{CETESB}
P1	Rio Bezerra	Montante	Lótico	71
P2	BR	BR	Lêntico	48
P3	Rio Bezerra	Jusante-BR	Lótico	57
P4	Rio Bezerra	Jusante-BR	Lótico	63
P5	Tributário	Jusante-BR	Lêntico	57
P6	BA	BA	Lêntico	64
P7P	BA	BA	Lêntico	54
P7S	BA	BA	Lêntico	63
P8	BA	BA	Lêntico	66
P9	Tributário	Montante-BA	Lótico	56
P10	Tributário	Montante-BA	Lótico	55
P11	Tributário	Montante-BA	Lótico	57
P12	Tributário	Montante-BA	Lótico	53
P13	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	63
P14	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	65
P15	Tributário	Jusante- BR/BA	Lótico	63
P16	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	69
P17	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	58

Nota: BR – Barragem de Rejeitos; BA – Barragem de Água.

Legenda: **Ótima** **Boa** **Regular** **Ruim** **Péssima**

Figura 32. Resultados do IQA_{CETESB} em relação aos pontos de amostragem.



Mesmo sendo apontadas no geral classes de qualidade satisfatórias em relação ao IQA para os pontos de amostragem, ao se analisar individualmente os pesos ou notas (q_i) de cada parâmetro em relação ao ponto amostral, observam-se algumas condições relevantes para a qualidade da água, com destaque aos parâmetros Fósforo Total e Turbidez no ponto P2, Coliformes Termotolerantes no ponto P5, P10 e P11, apresentando as menores notas (q_i) da avaliação base da determinação do IQA, conforme demonstrado pela Figura 33 a Figura 50.

Figura 33. Nota (q_i) para o ponto P1.

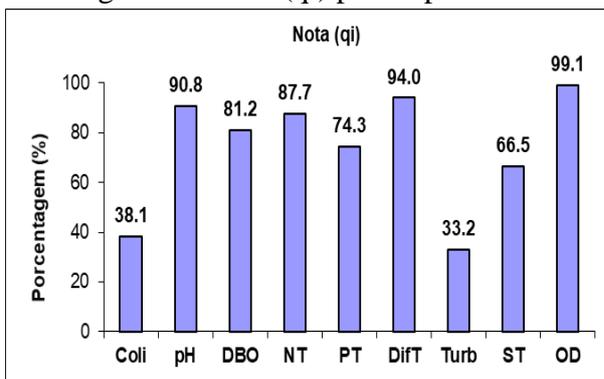


Figura 34. Nota (q_i) para o ponto P2.

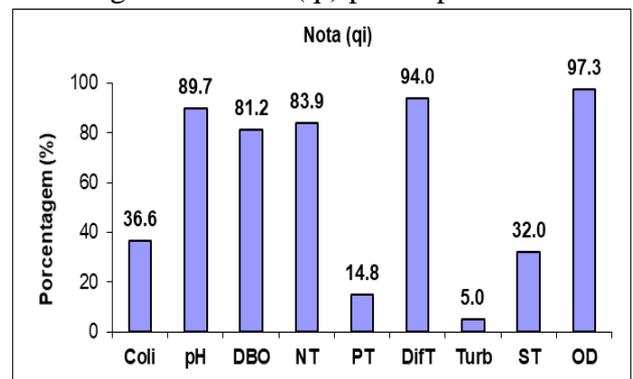


Figura 35. Nota (qi) para o ponto P3.

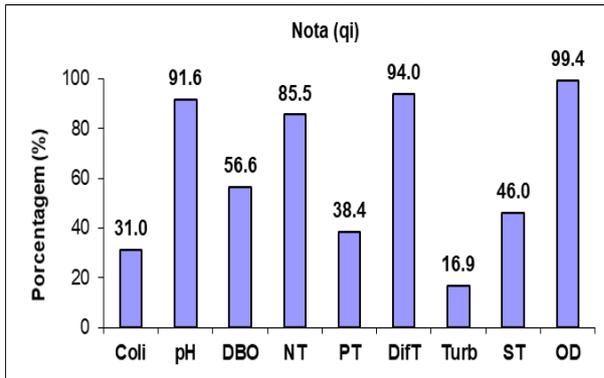


Figura 36. Nota (qi) para o ponto P4.

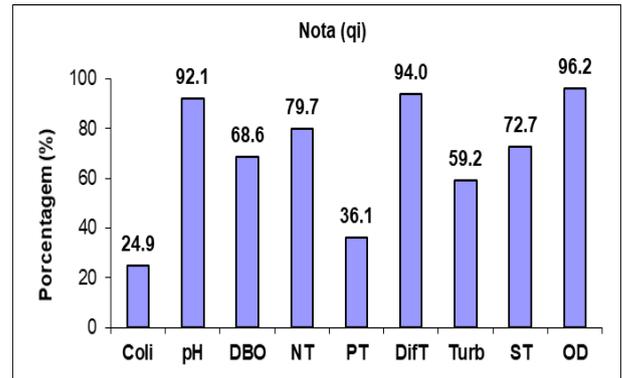


Figura 37. Nota (qi) para o ponto P5.

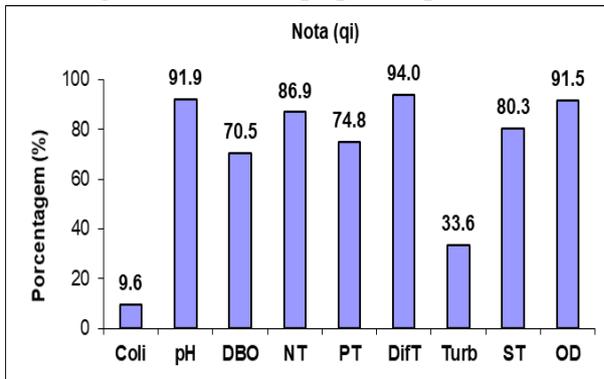


Figura 38. Nota (qi) para o ponto P6.

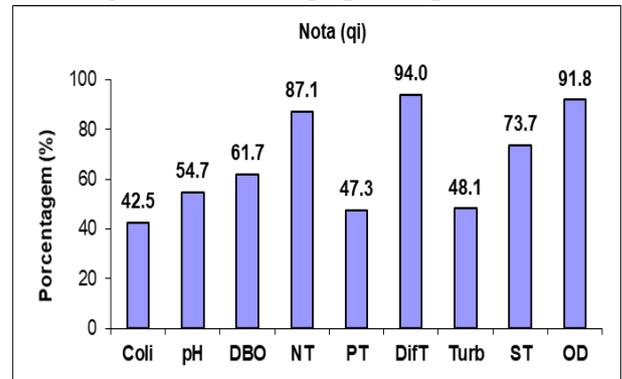


Figura 39. Nota (qi) para o ponto P7P.

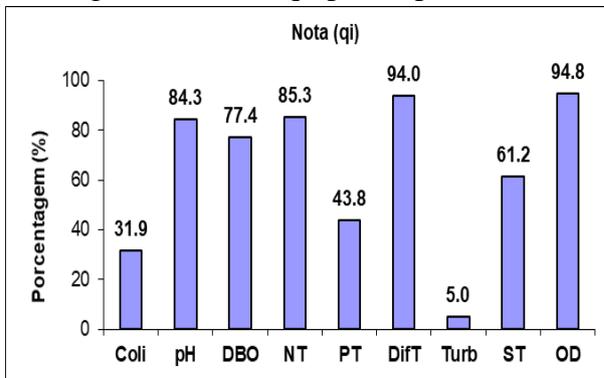


Figura 40. Nota (qi) para o ponto P7S.

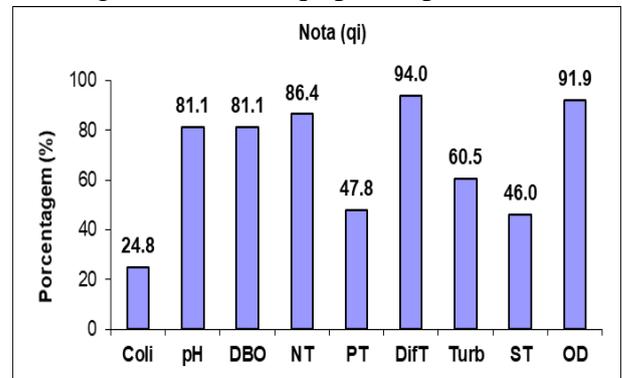


Figura 41. Nota (qi) para o ponto P8.

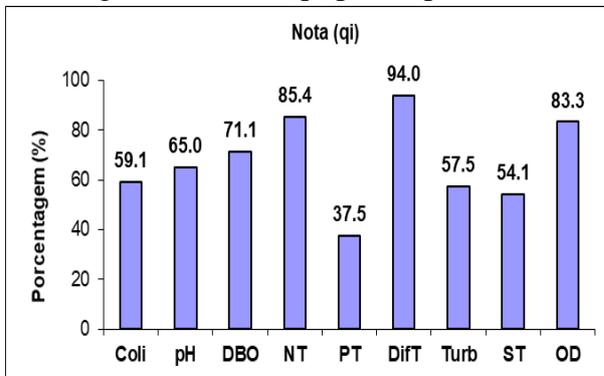


Figura 42. Nota (qi) para o ponto P9.

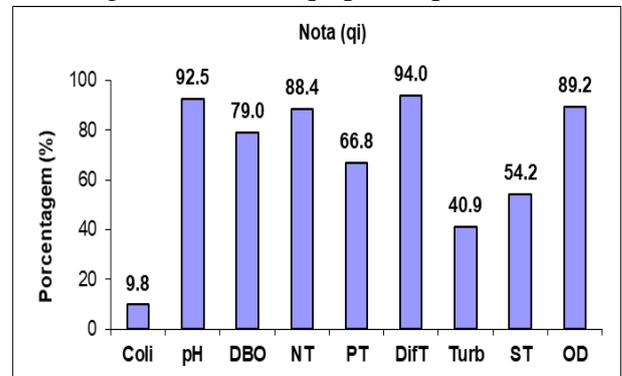


Figura 43. Nota (qi) para o ponto P10.

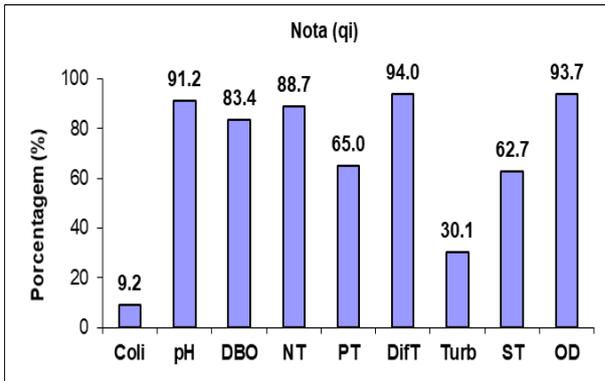


Figura 44. Nota (qi) para o ponto P11.

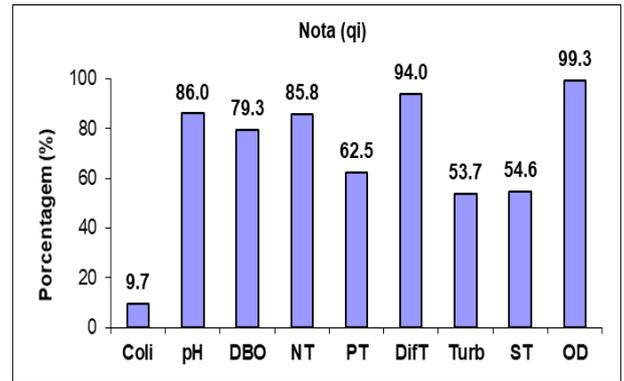


Figura 45. Nota (qi) para o ponto P12.

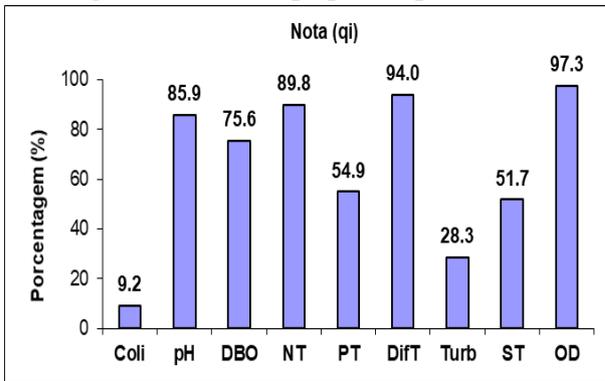


Figura 46. Nota (qi) para o ponto P13.

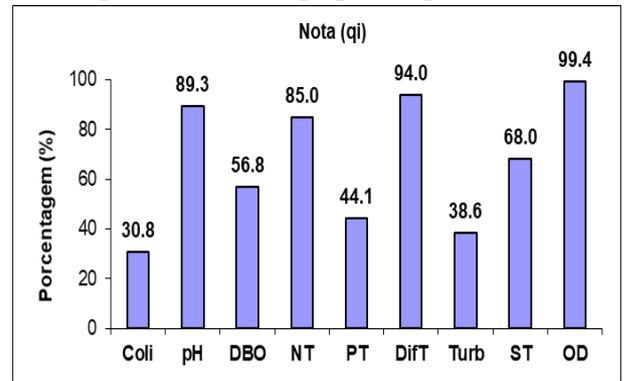


Figura 47. Nota (qi) para o ponto P14.

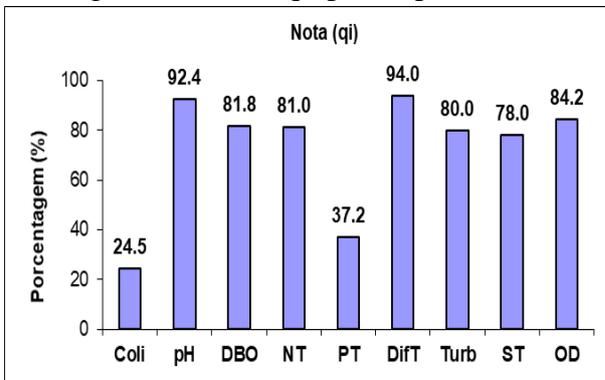


Figura 48. Nota (qi) para o ponto P15.

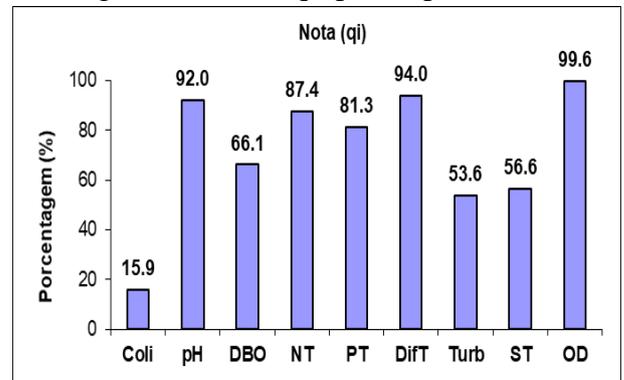


Figura 49. Nota (qi) para o ponto P16.

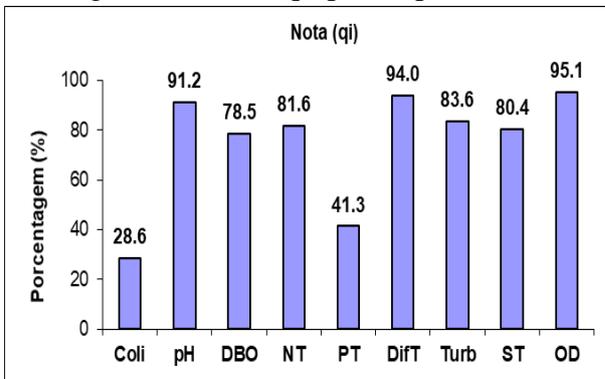
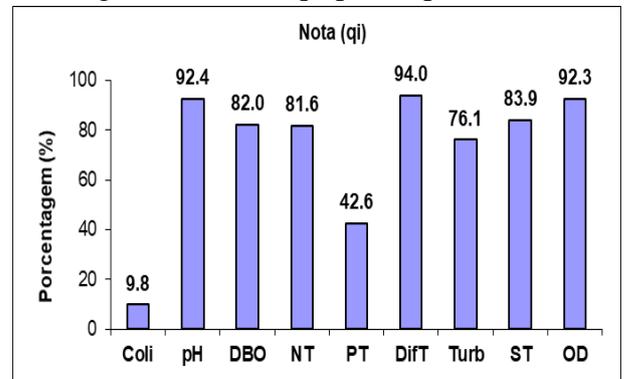


Figura 50. Nota (qi) para o ponto P17.



Ao calcular o IQA_{CETESB} em função dos valores médios obtidos por ano ao longo do monitoramento, as classes de qualidade da água dos ambientes amostrados variaram entre “regular” e “ótima”, mesmo com a detecção de parâmetros em desacordo ao que prevê a Resolução CONAMA nº 357/2005 ao longo do monitoramento. Os resultados do IQA calculado são demonstrados por meio do Quadro 27.

No geral, os resultados do IQA_{CETESB} permitem a indicação de uma tendência de queda dos níveis entre os anos de 2013 e 2014, elevação no ano de 2017 e nova redução nos anos de 2018 a 2020 (Figura 51).

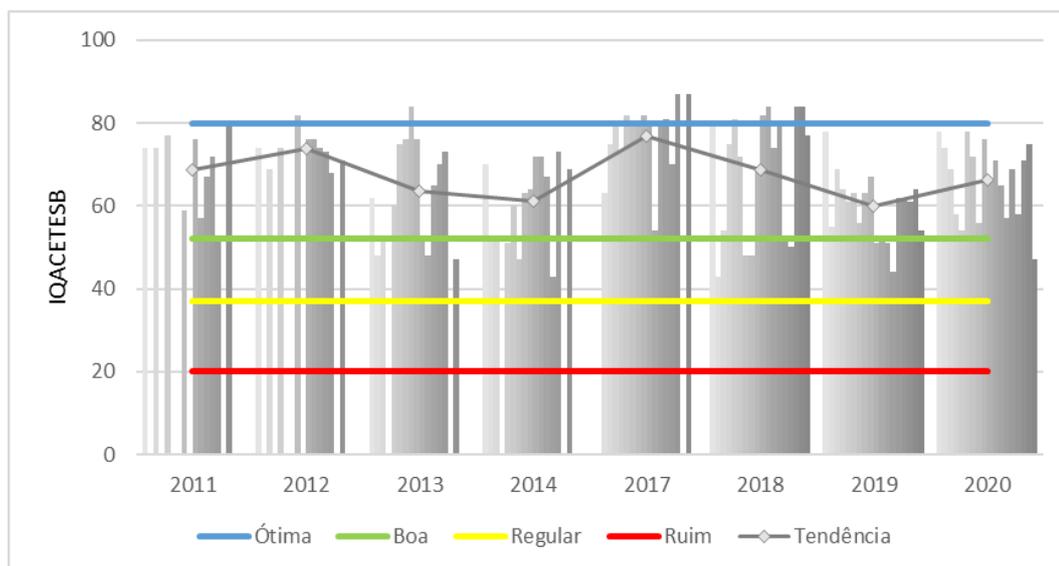
Contudo, essa oscilação não ocorre de forma substancial, ocasionando uma redução drástica das classes de qualidade do IQA.

Quadro 27. Resultados do IQA_{CETESB} por ano componente do monitoramento.

Pontos	2011	2012	2013	2014	2017	2018	2019	2020
p1	74	74	62	70	NA	79	78	78
p2	NA	NA	48	53	63	43	55	74
p3	74	69	53	52	75	54	69	69
p4	NA	NA	NA	NA	80	75	64	58
p5	77	74	60	51	73	81	61	54
p6	NA	NA	75	60	82	72	63	78
p7P	NA	NA	76	47	80	48	56	72
p7S	59	82	84	63	80	48	63	56
p8	NA	NA	76	64	82	69	67	76
p9	76	76	52	72	80	82	51	66
p10	57	76	48	72	54	84	52	71
p11	67	74	65	67	80	74	51	65
p12	72	73	70	43	81	79	44	57
p13	53	68	73	73	70	53	62	69
p14	NA	NA	NA	NA	87	50	62	58
p15	79	71	47	69	NA	84	61	71
p16	NA	NA	NA	NA	87	84	64	75
p17	NA	NA	NA	NA	NA	77	54	47

Legenda: Ótima Boa Regular Ruim Péssima

Figura 51. Resultados do IQA_{CETESB} por ano componente do monitoramento.



Os anos de 2012 e 2013 compreendem o período pós obras e de início efetivo operacional do empreendimento, fase, em tese, de maior instabilidade ambiental, portanto. Contexto, de certa forma esperado em função do porte e tipo de atividade desempenhada pelo empreendimento na região de estudo.

Já o ano de 2017 é caracterizado como o período de retorno das atividades – após pausa operacional do projeto entre 2015 e 2016, situação noticiada nos meios de comunicação e relatada dentro do processo de licenciamento ambiental do projeto de interesse. Uma melhor condição geral dos níveis obtidos pelo IQA em 2017 podem refletir um processo de reequilíbrio ambiental, tendendo a alcançar os níveis pré projeto na região.

A partir de 2018, culminando com o reinício efetivo das atividades do empreendimento, observa-se nova redução dos níveis do IQA a patamares similares aos observados nos anos de 2013 e 2014, o que permite ponderar uma influência do empreendimento sobre a qualidade das águas da região de estudo.

Mesmo assim, os resultados observados para o IQA_{CETESB} calculado para os pontos amostrais indicam ainda condições potenciais satisfatórias para os ambientes aquáticos inseridos na área de estudo mesmo com a implantação e operação do empreendimento, indo ao encontro das condições de qualidade da água da maioria dos recursos hídricos no Brasil, ao se considerar como comparativo os estudos realizados por ANA (2017), apontando como classe de qualidade predominante a boa, seguida da regular.

É importante citar o que traz ANA (2021) acerca desse índice de qualidade, o qual foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta visando seu uso para o abastecimento público após tratamento, ou seja, atuando como um indicador de potencial uso, após tratamento, voltado ao abastecimento público. Os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos.

O IQA não atua diretamente como definidor do grau de qualidade ambiental da água monitorada, mas indiretamente pode permitir essa relação já que busca avaliar uma condição potencial para um uso mais nobre da água.

6.2.2.2 IQACCME

Por meio do índice CCME calculado para cada ambiente amostrado, ao considerar os resultados gerais de todas as campanhas de coleta, foram obtidas como categorias de qualidade “regular” seguida da “ruim”. Foram também indicados pontos com a classe “péssima”. Nesse nível de avaliação, não houve a atribuição das classes “boa” e “ótima” a nenhum dos sítios de amostragem para os dados gerais (Quadro 28 e Figura 52).

Quadro 28. Resultados do IQACCME em relação aos pontos de amostragem.

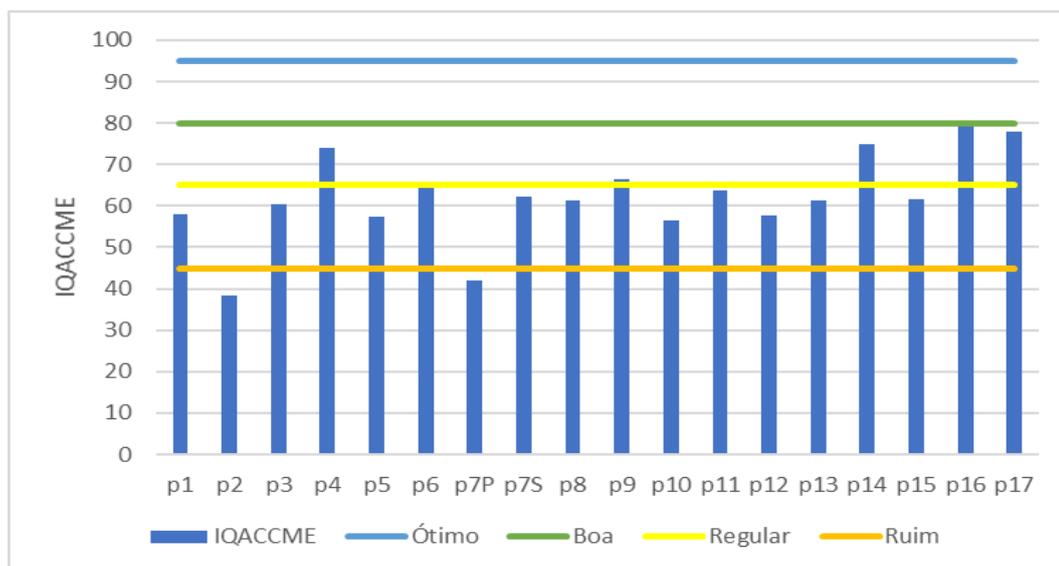
Pontos	Ambiente	Região	Característica	F1	F2	NSE	F3	IQACCME
P1	Rio Bezerra	Montante	Lótico	68.8	12.6	0.3	20.3	58
P2	BR	BR	Lêntico	68.8	20.4	3.8	79.0	38
P3	Rio Bezerra	Jusante-BR	Lótico	56.3	12.9	0.6	37.3	60
P4	Rio Bezerra	Jusante-BR	Lótico	37.5	11.9	0.3	21.9	74
P5	Tributário	Jusante-BR	Lêntico	56.3	13.7	0.8	45.4	58
P6	BA	BA	Lêntico	50.0	17.1	0.4	27.5	66
P7P	BA	BA	Lêntico	62.5	19.7	3.2	76.5	42
P7S	BA	BA	Lêntico	56.3	13.0	0.4	30.5	62
P8	BA	BA	Lêntico	56.3	15.0	0.5	33.4	61
P9	Tributário	Montante-BA	Lótico	43.8	5.1	0.6	38.1	66
P10	Tributário	Montante-BA	Lótico	56.3	9.7	1.0	49.0	57
P11	Tributário	Montante-BA	Lótico	50.0	8.9	0.6	36.9	64
P12	Tributário	Montante-BA	Lótico	56.3	12.1	0.8	45.2	58
P13	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	62.5	13.2	0.3	21.0	61
P14	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	37.5	10.8	0.2	19.3	75
P15	Tributário	Jusante- BR/BA	Lótico	56.3	5.2	0.5	35.0	62
P16	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	31.3	7.6	0.2	14.2	80
P17	Rio Bezerra	Jusante- BR/BA	Lótico	12.5	5.5	0.6	35.6	78

Nota: NA – Ausência de dados no período; BR - Barragem de Rejeitos; BA – Barragem de Água.

Legenda:

Ótima	Boa	Regular	Ruim	Péssima
-------	-----	---------	------	---------

Figura 52. Resultados do IQACCME em relação aos pontos de amostragem.



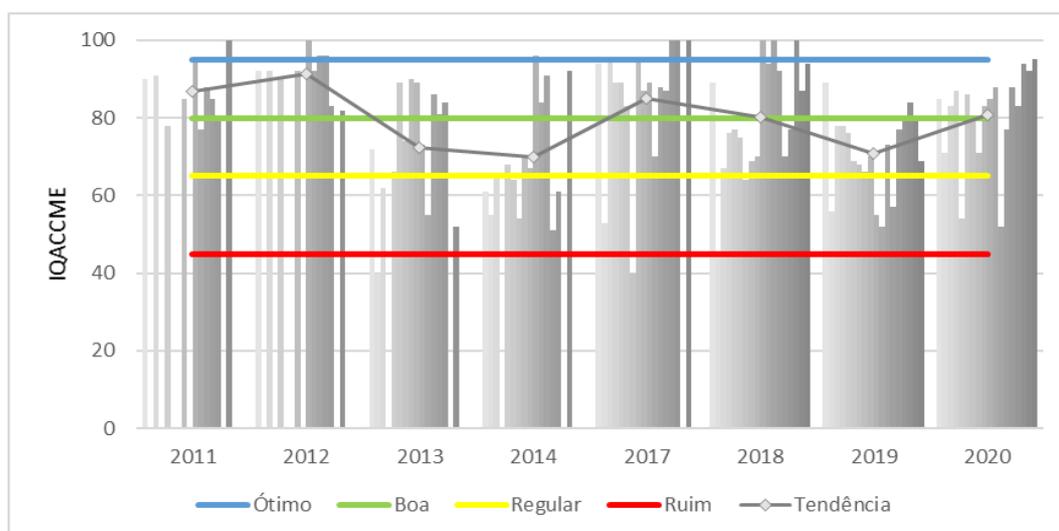
Já ao analisar cada sítio de amostragem ao longo dos anos, é apontada uma maior frequência da categoria “boa”, seguida da “regular”, “ruim”, “ótima” e “péssima” (Quadro 29 e Figura 53). Indicando no geral condições satisfatórias de qualidade da água dos ambientes monitorados na área de estudo por esse nível de avaliação.

Quadro 29. Resultados do IQACCME por ano componente do monitoramento.

Pontos	2011	2012	2013	2014	2017	2018	2019	2020
P1	90	92	72	61	94	89	89	85
P2	NA	NA	40	55	53	44	56	71
P3	91	92	62	65	95	67	78	83
P4	NA	NA	NA	NA	89	76	78	87
P5	78	90	66	68	89	77	76	54
P6	NA	NA	89	64	83	75	69	86
P7P	NA	NA	74	54	40	64	68	80
P7S	85	92	90	70	95	69	66	71
P8	NA	NA	89	67	87	70	70	83
P9	95	100	73	96	89	100	55	85
P10	77	92	55	84	70	94	52	88
P11	88	96	86	91	88	100	73	52
P12	85	96	81	51	87	92	57	77
P13	80	83	84	61	100	70	77	88
P14	NA	NA	NA	NA	100	77	80	83
P15	100	82	52	92	NA	100	84	94
P16	NA	NA	NA	NA	100	87	79	92
P17	NA	NA	NA	NA	NA	94	69	95

Nota: NA – Ausência de dados no período; BR - Barragem de Rejeitos; BA – Barragem de Água.

Legenda: **Ótima** **Boa** **Regular** **Ruim** **Péssima**

Figura 53. Resultados do IQA_{CCME} por ano componente do monitoramento.

Destaque é dado às condições de qualidade obtidas para os anos de 2011 e 2012 (Quadro 30), relacionado os ambientes aquáticos inserido na área de estudo com as classes “regular” a “ótima” durante as campanhas de 2011 e “boa” e “ótima” para as coletas realizadas no ano de 2012, período esse caracterizado como preliminar do empreendimento.

Quadro 30. Frequência das categorias de qualidade e classes predominantes por ano.

Categorias	2011	2012	2013	2014	2017	2018	2019	2020
Ótima	10%	30%	0%	8%	19%	16%	0%	0%
Boa	60%	70%	43%	21%	63%	28%	11%	67%
Regular	30%	0%	29%	21%	6%	44%	67%	22%
Ruim	0%	0%	21%	50%	6%	6%	22%	11%
Péssima	0%	0%	7%	0%	6%	6%	0%	0%
Fases	Fase prévia		Início e fase ativa		Retorno	Fase ativa		Fase ativa, sem lançamento

Como contraponto, as campanhas realizadas em 2013 e 2014 foram as que obtiveram uma maior frequência das categorias de qualidade “ruim” e “péssima”, denotando possivelmente uma relação com o início das operações da atividade minerária, culminando na indicação provável de um momento de maior instabilidade aos ambientes aquáticos locais em função das pressões ambientais relacionadas à fase de implantação e início operacional do projeto.

Para o ano de 2017, nota-se no geral um indicativo de reestabelecimento das condições de qualidade da água para os ambientes amostrados, com maior predomínio das categorias regular e boa – melhora que pode ser justificada pela paralisação operacional entre os anos de 2015 e 2016. Novo decréscimo dos níveis de qualidade da água foram observados nos anos de 2018 e 2019 – o que reforça um entendimento de possível relação dos níveis de qualidade da

água ao processo operacional, já que as oscilações das classes de qualidade do IQA_{CCME} acompanham no geral as etapas de operação do projeto.

Tendo como base as campanhas de 2020 empregadas para o cálculo do IQA_{CCME}, nova melhora em relação às classes de qualidade foi notada, contexto possivelmente justificado pela interrupção do lançamento dos rejeitos minerários na barragem sobre o rio Bezerra, mesmo ainda em fase operacional, baseando-se em mudança estratégica realizada pelo empreendimento, contexto que pode mostrar-se de forma positiva para as condições futuras do ambiente, já que se evidencia a provável relação do empreendimento sobre a qualidade das águas da região estudada, sobretudo, em função do lançamento de rejeitos na barragem construída em leito do rio Bezerra.

Contudo, reforça-se que, apesar de indicados decréscimos dos níveis de qualidade apontados pelo índice ao longo das fases ativas do projeto, essa influência notada permitiu ainda a indicação de condições de qualidade satisfatórias para os ambientes aquáticos monitorados no geral, comportamento também notado pelos resultados do IQA_{CETESB}.

6.2.2.3 Análise dos Resultados em Relação aos Limites Referenciais

Tomando como base a quantidade de não conformidades registradas para os parâmetros de referência em relação ao que preconiza a Resolução CONAMA n° 357/2005 para águas de classe 02, observados por meio do IQA_{CCME}, em função de cada ano do monitoramento, nota-se uma maior frequência quanto à ocorrência de não conformidades entre as amostras por ano para o parâmetro Fósforo Total (P), seguido do parâmetro Cor Verdadeira (Cor) e Coliformes Termotolerantes (CT), conforme demonstrado no Quadro 31.

Quadro 31. Frequência dos desacordos em relação a cada parâmetro por ano.

Anos	pH	OD	Turb	Al	Cl	Cla	CT	Cor	DBO	P	Mn	NO3	NO2	N-NH3	STD	SO4
2011	6%	18%	6%	0%	0%	0%	35%	24%	0%	53%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2012	3%	0%	3%	0%	0%	7%	14%	22%	3%	28%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2013	0%	5%	34%	0%	0%	0%	22%	63%	0%	26%	21%	0%	0%	3%	0%	0%
2014	18%	5%	22%	0%	0%	11%	5%	49%	4%	55%	24%	0%	0%	38%	18%	0%
2017	0%	25%	0%	21%	0%	0%	6%	0%	50%	44%	19%	0%	0%	6%	0%	0%
2018	12%	9%	6%	12%	0%	0%	3%	15%	26%	56%	32%	0%	0%	12%	21%	0%
2019	4%	9%	6%	4%	0%	4%	31%	41%	0%	80%	6%	0%	0%	19%	0%	0%
2020	4%	2%	2%	4%	0%	4%	17%	25%	2%	81%	0%	0%	2%	8%	0%	0%

Legenda: OD - Oxigênio Dissolvido; Turb – Turbidez; Al – Alumínio Dissolvido; Cl – Cloreto; Cla – Clorofila-a; CT – Coliformes Termotolerantes; DBO – Demanda Bioquímica do Oxigênio; P – Fósforo Total; Mn – Manganês Total; NO3 - Nitrato; NO2 – Nitrito; N-NH3 – Nitrogênio Amoniacal; STD – Sólidos Totais Dissolvidos; SO4 – Sulfato.

Em todas as campanhas de coleta foram observados desacordos para P, mesmo para aquelas relacionadas ao período prévio a fase operacional do empreendimento na região, o que corrobora para um entendimento de que esse mineral é relevante na área de estudo de forma natural, influenciando nas características observadas nos corpos hídricos da região, conforme evidenciado pelos resultados de P obtidos nas campanhas prévias ao empreendimento.

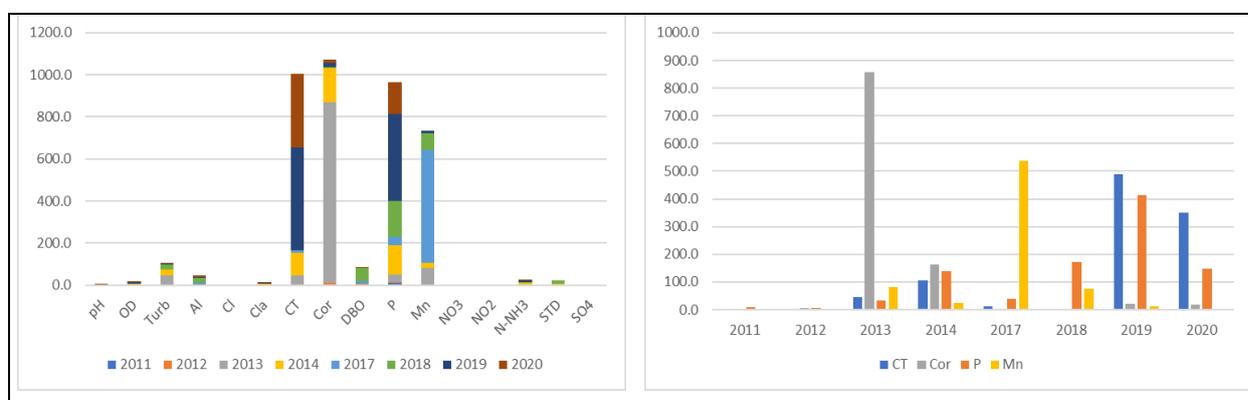
Contudo, ao considerar a soma das variações dos testes individuais por parâmetro obtidos pelo cálculo do IQA_{CCME}, percentual cumulativo, visando indicação do peso das alterações percebidas, ou seja, determinando uma ponderação de distância dos resultados das amostragens em relação ao limite da norma referencial para águas doces de classe 02, percebe-se uma maior influência para o P nas campanhas de monitoramento executadas após o início operacional do empreendimento mineralário na região, conforme demonstrado no Quadro 32.

Quadro 32. Peso cumulativo (%) das não conformidades registradas por ano monitorado.

Anos	pH	OD	Turb	Al	Cl	Cla	CT	Cor	DBO	P	Mn	NO3	NO2	N-NH3	STD	SO4
2011	0.0	1.0	2.9	0.0	0.0	0.0	1.9	3.9	0.0	9.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2012	0.1	0.0	0.7	0.0	0.0	0.1	0.5	6.7	7.4	6.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2013	0.0	0.8	41.1	0.0	0.0	0.0	44.8	857.7	0.0	32.7	82.6	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
2014	1.0	3.3	30.0	0.0	0.0	7.7	104.6	164.1	0.3	140.4	23.6	0.0	0.0	9.5	4.7	0.0
2017	0.0	0.3	0.0	9.4	0.0	0.0	12.0	0.0	10.0	40.8	538.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
2018	0.2	0.9	22.1	24.7	0.0	0.0	0.3	2.8	64.0	171.1	76.1	0.0	0.0	4.4	18.8	0.0
2019	0.1	9.5	5.5	3.1	0.0	1.0	489.2	20.0	0.0	414.4	12.3	0.0	0.0	8.9	0.0	0.0
2020	0.1	1.4	0.9	7.1	0.0	0.1	351.5	19.2	0.1	148.2	0.0	0.0	0.4	0.6	0.0	0.0

Legenda: OD - Oxigênio Dissolvido; Turb – Turbidez; Al – Alumínio Dissolvido; Cl – Cloreto; Cla – Clorofila-a; CT – Coliformes Termotolerantes; DBO – Demanda Bioquímica do Oxigênio; P – Fósforo Total; Mn – Manganês Total; NO3 - Nitrato; NO2 – Nitrito; N-NH3 – Nitrogênio Amoniacal; STD – Sólidos Totais Dissolvidos; SO4 – Sulfato.

Figura 54. Peso cumulativo (%) das não conformidades registradas por ano monitorado.



As variações em relação aos parâmetros CT, Cor e Mn também se mostraram relevantes para a análise, especialmente para as campanhas seguintes às de 2011 e 2012, contudo, apresentando um comportamento mais pontual em relação aos anos monitorados, como é o caso dos valores de Cor com maiores pesos dando-se nas campanhas de 2013 e de 2014; e Mn com maior relevância no ano de 2017.

Para CT, apesar de mostrar-se em níveis relevantes para as campanhas após o ano de 2013, não se credita a sua influência ao lançamento dos rejeitos minerários oriundos do beneficiamento mineral, já que é uma característica alheia ao do rejeito lançado.

Von Sperling (2014) cita como principal fonte de CT na água o lançamento de efluentes sanitários, atuando o grupo coliformes como um bioindicador de contaminação fecal, por estar presente no intestino de animais de sangue quente.

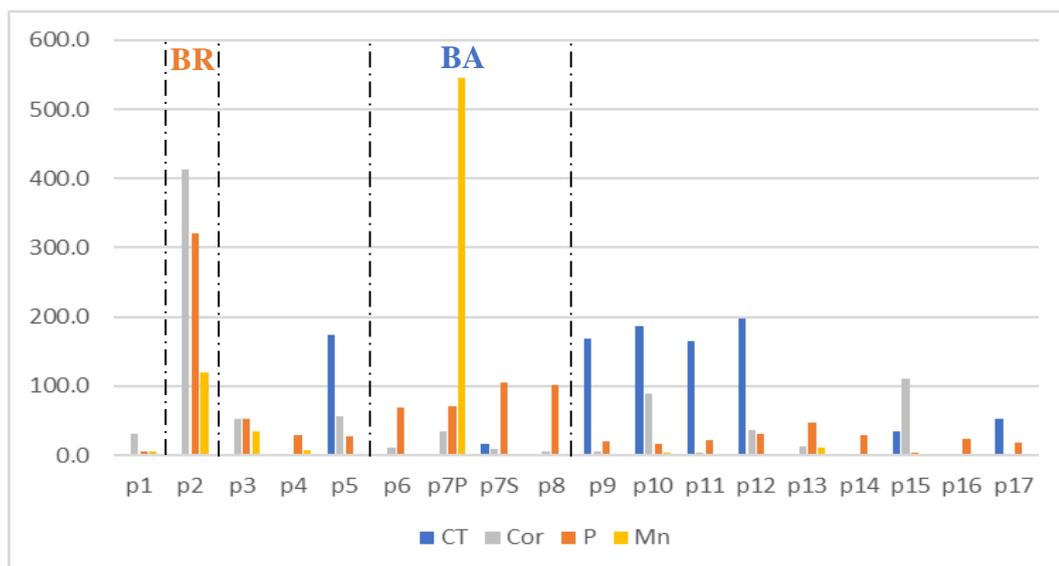
Assim, apesar de não se relacionar ao rejeito lançado no barramento sobre o rio Bezerra, a presença de CT no meio pode ter relação indireta a presença da empresa na região, seja por intermédio das estruturas de apoio relacionadas ou mesmo por influir sobre a dinâmica de uso e ocupação do solo da bacia, aumento das comunidades de entorno, tendo com isso o conseqüente lançamento indiscriminado de efluentes nos corpos hídricos.

A atividade de pecuária pode ser importante fator que justifique as alterações percebidas para CT, já que esse organismo é presente no intestino de animais de sangue quente, uma vez que a principal atividade na região é agropecuária em caráter extensivo.

Considerando os pontos de amostragem empregados no monitoramento, e observar os pesos das alterações dos parâmetros, nota-se que para os parâmetros P e Cor há um maior peso das alterações para o ponto amostral P2 – localizado na barragem de disposição de rejeitos, no rio Bezerra. Já para Mn envolve o ponto amostral P7P (barragem de acumulação de água – fundo, no rio Bezerra); e CT ocorrendo em proporções mais relevantes no ponto P5, P9, P10, P11 e P12 – localizados em tributários do rio Bezerra.

Apesar de um maior peso quanto às não conformidades relatadas para P envolvendo o ponto amostral relacionado à barragem de disposição de rejeitos, notam-se também para os demais pontos níveis consideráveis do parâmetro acima do que prevê a Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 02, especialmente na barragem de acumulação de água (Figura 55 e Quadro 33).

Figura 55. Peso cumulativo (%) das não conformidades registradas nos pontos monitorados.



Legenda: BR – Barragem de Rejeitos; BA – Barragem de Água.

Quadro 33. Peso cumulativo (%) das não conformidades nos pontos monitorados.

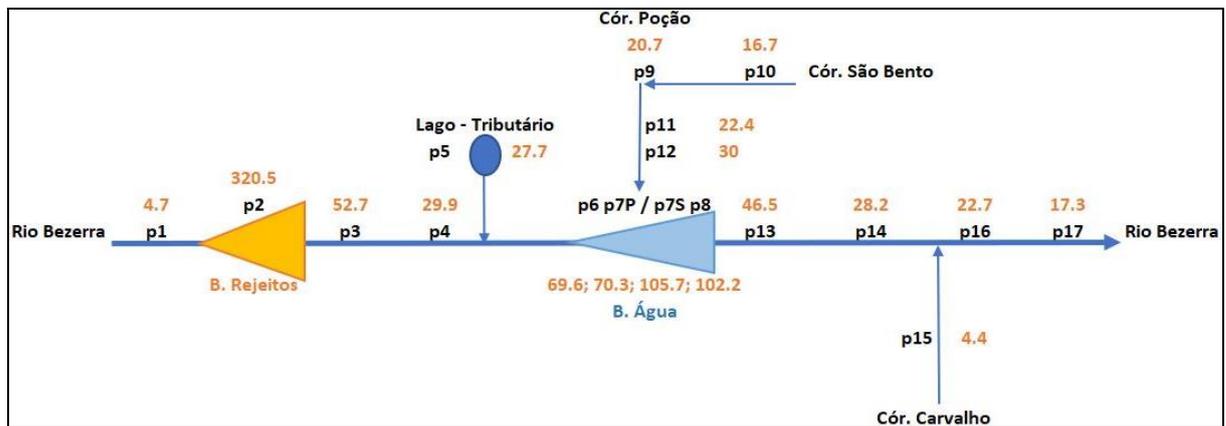
Pontos	pH	OD	Turb	Al	Cl	Cla	CT	Cor	DBO	P	Mn	NO3	NO2	N-NH3	STD	SO4
p1	0.1	0.1	3.0	5.2	0.0	2.1	0.0	30.9	0.1	4.7	5.0	0.0	0.0	0.2	3.3	0.0
p2	0.0	0.1	34.2	26.4	0.0	0.0	0.4	413.3	1.0	320.5	119.1	0.0	0.0	0.2	5.3	0.0
p3	0.0	0.2	11.5	5.4	0.0	0.0	1.6	52.3	11.1	52.7	34.8	0.0	0.0	0.0	5.5	0.0
p4	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	1.8	2.5	2.3	29.9	7.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p5	0.0	5.3	5.2	5.3	0.0	0.0	174.5	55.7	3.7	27.7	1.4	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
p6	0.3	0.0	0.6	0.0	0.0	1.5	0.0	10.2	4.5	69.6	0.0	0.0	0.0	6.1	0.1	0.0
p7P	0.1	8.6	16.0	0.0	0.0	0.0	1.8	35.0	13.2	70.3	544.9	0.0	0.0	1.5	0.1	0.0
p7S	0.4	0.4	0.0	0.0	0.0	0.7	16.6	9.9	15.5	105.7	0.0	0.0	0.0	5.9	0.1	0.0
p8	0.4	0.0	0.1	0.0	0.0	3.5	0.0	5.2	2.0	102.2	1.4	0.0	0.0	4.6	4.1	0.0
p9	0.0	0.1	7.7	0.0	0.0	0.0	169.0	5.1	0.8	20.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p10	0.1	0.6	8.6	0.0	0.0	0.0	186.2	89.3	0.0	16.7	3.8	0.0	0.0	1.1	0.4	0.0
p11	0.0	0.0	1.7	1.2	0.0	0.0	165.2	3.9	0.6	22.4	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0
p12	0.0	0.0	8.9	0.0	0.0	0.0	197.3	36.3	2.0	30.0	1.0	0.0	0.4	2.2	2.6	0.0
p13	0.1	0.0	3.9	0.0	0.0	1.0	0.6	12.9	11.9	46.5	11.1	0.0	0.0	0.2	0.5	0.0
p14	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.6	5.7	28.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
p15	0.0	0.0	2.0	0.2	0.0	0.1	35.1	111.2	7.4	4.4	2.5	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0
p16	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.3	2.7	0.0	22.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p17	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	53.0	0.0	0.0	17.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Legenda: OD - Oxigênio Dissolvido; Turb – Turbidez; Al – Alumínio Dissolvido; Cl – Cloreto; Cla – Clorofila-a; CT – Coliformes Termotolerantes; DBO – Demanda Bioquímica do Oxigênio; P – Fósforo Total; Mn – Manganês Total; NO3 - Nitrato; NO2 – Nitrito; N-NH3 – Nitrogênio Amoniacal; STD – Sólidos Totais Dissolvidos; SO4 – Sulfato.

Depreende-se que o lançamento dos rejeitos minerários no barramento sobre o rio Bezerra pode atuar como a principal fonte de P, justificando as altas concentrações registradas

do parâmetro para os ambientes aquáticos locais objetos de monitoramento, sobretudo, para aqueles inseridos na porção a jusante da estrutura, mesmo ao levar em conta uma presença substancial do P de forma natural na região, conforme representado pelo diagrama unifilar demonstrado pela Figura 56.

Figura 56. Diagrama unifilar – Pesos das não conformidades de P para os pontos amostrais.



Apesar de apontados pesos relevantes do P nos pontos localizados em tributários do rio Bezerra, o que em tese permitiria reforçar um entendimento de influência natural deste constituinte no ambiente, na verdade pode indicar influência das lavras minerárias localizadas nessas sub-bacias compreendendo o córrego Poção/Salobro e o córrego São Bento, auxiliando para o carreamento de solo para os recursos hídricos locais, favorecendo para o enriquecimento de P no ambiente.

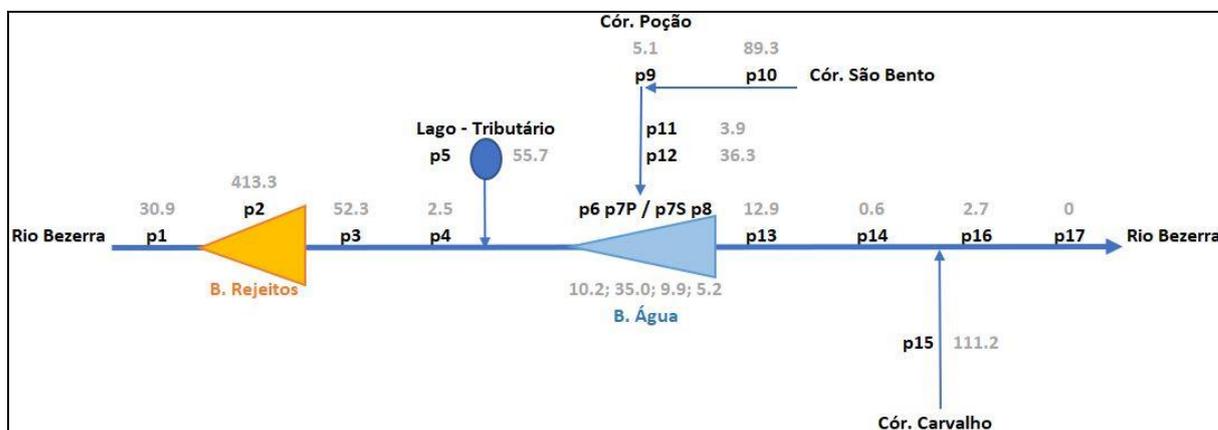
Outro contexto que justifique a presença relevante de P para a região dos tributários compreendendo os pontos amostrais P9 a P12, pode também relacionar-se as demais formas de uso e ocupação da bacia nessa região, tendo a presença de comunidades ou aglomerados rurais, realizando o lançamento de efluentes sanitários indiscriminados sobre os recursos hídricos ou ainda pelo desempenho de atividades agropecuárias, promovendo o uso de fertilizantes e herbicidas, criação de gado, entre outras práticas.

Atuando esses apontamentos separadamente ou em conjunto, possivelmente influenciando para as concentrações de P no ambiente monitorado, sobretudo, para a região dos tributários do rio Bezerra.

Assim, podem ser apontados como ambientes sem influência direta do empreendimento as regiões monitoradas compreendidas pelos pontos P1, montante, e P15, em tributário – córrego Carvalho, que podem vir a denotar uma característica natural do ambiente em relação à presença do P.

Para o parâmetro Cor uma maior proporção é observada nos pontos P2 e P15 (Figura 57). Estando o primeiro relacionado à barragem de disposição de rejeitos e o segundo à tributário do rio Bezerra em região fora de atuação da empresa na bacia.

Figura 57. Diagrama unifilar – Pesos das não conformidades de Cor para os pontos amostrais.



É possível denotar uma condição natural já relevante para o ambiente ou que as demais atividades executadas na região também atuem para interferir sobre a concentração deste parâmetro nos ambientes aquáticos monitorados, especialmente pela falta de cobertura vegetal protetora relacionada às margens dos recursos hídricos favorecendo o carreamento de material.

Já para o ponto P2, os maiores pesos indicados confirmam um entendimento de influência do rejeito lançado, contudo, dando-se em um ambiente estruturado para essa finalidade, destinado ao recebimento de uma polpa de rejeitos minerários. Com isso, a lama lançada (polpa de rejeitos) afeta diretamente esse e outros constituintes monitorados na área da barragem. Contexto esperado para o local objeto de monitoramento.

Sob a ótica legal, baseando-se na legislação minerária, uma barragem de rejeitos, apesar do caso deste estudo estar localizada sobre o trecho de um rio natural, não deve ser entendida como um corpo hídrico, não aplicando-se o entendimento ordinário quanto aos aspectos de qualidade da água preconizados pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas doces de classe 02.

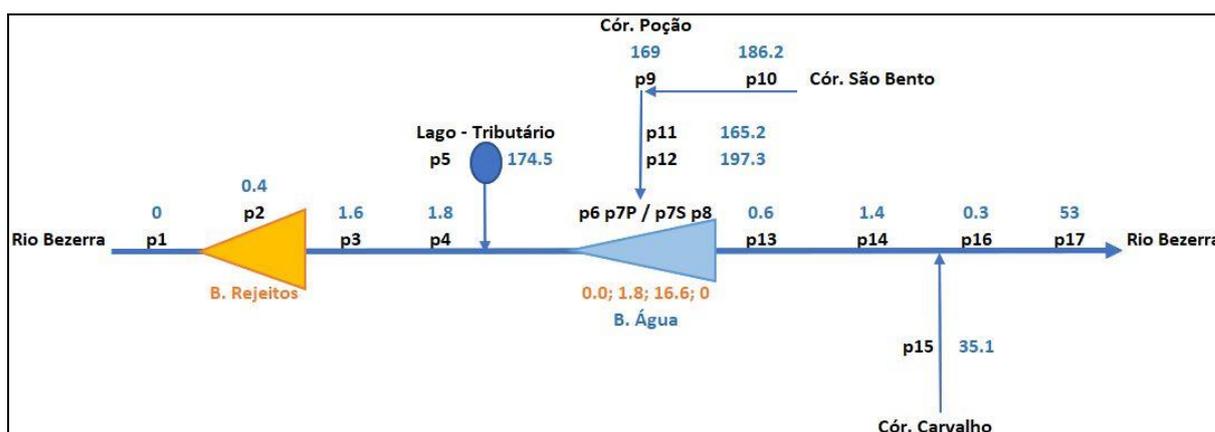
Contudo, tal prerrogativa minerária não retira a necessidade de avaliação desse compartimento ambiental, sendo importante a sua análise e avaliação de comportamento temporal para se ponderar uma relação de influência para os ambientes aquáticos inseridos em sua porção de jusante, mesmo sendo esperado para o barramento um maior peso para as não

conformidades, situação potencialmente atrelada ao rejeito lançado, como é o caso do parâmetro Cor.

Em relação ao parâmetro CT, uma maior influência é observada em relação aos tributários do rio Bezerra (Figura 58), compreendendo especialmente os córregos Poção, São Bento, bem como de um lago existente em tributário sem denominação localizado em região entre as barragens do projeto. Compreendendo locais com a presença de comunidades rurais e desempenho de atividades agropecuária.

Essas atividades podem justificar as concentrações percebidas para os ambientes monitorados com a indicação dos maiores pesos, já que esse constituinte monitorado é estranho às características do rejeito mineral lançado em barramento, não sendo possível uma afirmação de influência direta do empreendimento sobre as concentrações relevantes de CT registradas em alguns dos sítios de amostragem.

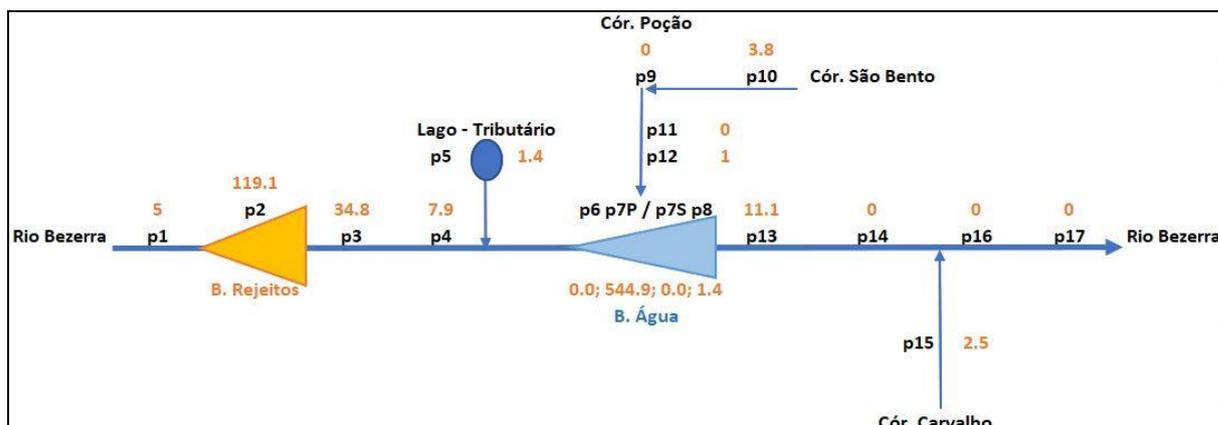
Figura 58. Diagrama unifilar – Pesos das não conformidades de CT para os pontos amostrais.



Já para o parâmetro Mn, além de ser notado a patamares relevantes dentro da barragem de disposição de rejeitos, foi também registrado em condição expressiva na barragem de acumulação de água do projeto (Figura 59), em porção de fundo do reservatório, o que se induz a entendimento de possível acumulação desse constituinte na referida estrutura.

Contexto que não se refletiu em influência direta para os pontos localizados mais a jusante do empreendimento e que também não se repetiu em mesmo patamar para as campanhas de monitoramento realizadas posteriormente ao ano de 2017, corroborando para a indicação de evento atípico e momentâneo dentro do horizonte do monitoramento.

Figura 59. Diagrama unifilar – Pesos das não conformidades de Mn para os pontos amostrais.



Cabe enfatizar que os pesos apresentados em relação às não conformidades observadas atuam como um fator de distanciamento do resultado em relação ao limite máximo indicado pela normativa referencial adotada, no caso a Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 02. Tratando-se de uma somatória dos desvios ou variações obtidas para os parâmetros em relação aos pontos amostrais adotados na presente análise.

Essa análise permite visualizar a influência do empreendimento sobre a qualidade da água da região estudada, sobretudo, em relação ao parâmetro Fosforo Total (P), cujas concentrações mostraram-se em maior relevância após a fase ativa do empreendimento, relacionando-se potencialmente ao rejeito mineral lançado na barragem construída sobre o rio Bezerra, afetando as características dos corpos hídricos inseridos na porção a jusante dessa barragem.

No geral, para os demais parâmetros avaliados, apesar de possível relação direta ou mesmo indireta com as atividades minerárias de exploração de fosfato, pondera-se também uma influência potencial das demais formas de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, especialmente pelo desempenho da atividade agropecuária, atividade essa também relevante na região de estudo.

7 CONCLUSÕES

- Por meio das avaliações realizadas neste trabalho é possível denotar algumas condições importantes para o ambiente de estudo, mostrando-se, no geral, com características condizentes a ambientes de água doce (classe 02) ao se analisar as concentrações médias obtidas para os pontos de amostragem.
- Exceção especial é feita ao parâmetro Fósforo Total, apresentando-se em concentrações acima do que prevê a norma de referência para a maioria dos pontos e campanhas promovidas, especialmente para aquelas conduzidas após implantação e operação do empreendimento minerário na região de estudo.
- Ao se observar o comportamento dos parâmetros entre as campanhas, no geral, as conduzidas no início do monitoramento foram as que obtiveram as menores concentrações médias.
- Levando-se em conta a avaliação de correlação e significância promovida, permitiu-se apontar que a operação do empreendimento minerário exerceu influência sobre as características dos corpos hídricos inseridos na área de estudo, apontando diferença significativa sob a ótica estatística entre as campanhas prévia e após a concepção do empreendimento na região e entre os sítios de amostragem.
- Tendo como base o IET calculado, foi possível indicar que maior parte dos ambientes aquáticos se apresentam em condição de produtividade intermediária, denotando possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas ainda em níveis aceitáveis.
- Quanto à qualidade das águas inseridas na área de estudo, observou-se que, no geral, tanto em escala de análise espacial e temporal, os índices de qualidade avaliados apontaram condições ainda satisfatórias para a água dos ambientes monitorados.
- Tanto por meio do o IQA_{CETESB} quanto pelo IQA_{CCME} avaliados houve uma predominância de classes de qualidade aceitáveis e boas da água, ao se analisar cada sítio de amostragem ao longo dos anos.
- Importante enfatizar que em todas as campanhas de coleta foram observados desacordos para Fósforo Total, mesmo para aquelas relacionadas ao período prévio a fase operacional do empreendimento na região, o que corrobora para um entendimento de que esse mineral é relevante na região de forma natural.

- Pondera-se, contudo, uma maior concentração desse parâmetro para as campanhas de monitoramento executadas após o início operacional do empreendimento minerário na região.
- Ao levar em consideração o que preconiza a Resolução CONAMA nº 357/2005 quanto aos usos dos mananciais existentes na área de estudo, não é vislumbrada uma maior restrição para os recursos hídricos locais em função da disposição dos rejeitos minerários na barragem, restrição esta que seria específica ao próprio barramento em função dos maiores aportes detectados, alterando as características da água de forma substancial ao longo do tempo, o que de certa forma, já era esperado para o ambiente.
- Esse entendimento refere-se à indicação de ainda haver uso potencial relacionado aos ambientes aquáticos inseridos na área de estudo ao se ponderar os índices de qualidade analisados. Outra questão é que para os usos mais nobres da água, mesmo em condições plenas de atendimento do que preconiza a Resolução CONAMA nº 357/2005, caberia a necessidade de que a água passe por tratamento prévio convencional antes do seu consumo. Não se indicando o uso in natura.
- Atenção deve ser dada em relação à presença de ambientes com fortes evidências de contaminação fecal, compreendendo especialmente os tributários do rio Bezerra, recomendando-se evitar o contato direto das populações de entorno ou usuários com a água sem o devido tratamento preliminar já que pode conter a presença de organismos patogênicos, especialmente se esse nível de contaminação tiver relação ao lançamento indiscriminado de efluentes sanitários na bacia.
- Contexto que serve de atenção, cabendo a condução de um levantamento mais específico para entendimento da origem dos aportes de Coliformes Termotolerantes detectados ao longo do monitoramento, não sendo ponderada uma relação direta da atividade minerária desempenhada pela empresa na região e esses aportes detectados.
- Desta forma, é imprescindível a continuidade do monitoramento de qualidade das águas do rio Bezerra e seus tributários para avaliações de suas características, bem como da possibilidade de restrições dos usos preponderantes dos recursos hídricos locais.
- Conclui-se então pelo estudo realizado que houve interferência do empreendimento sobre a qualidade das águas da região, contudo, indicando uma qualidade ainda aceitável dos ambientes aquáticos no geral.

8 REFERÊNCIAS

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Indicadores de Qualidade – Índice de Qualidade das Águas**. Portal de Qualidade das Águas. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 21/07/2020.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno**. Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2017. Disponível em:<<http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/relatorio-conjuntura-2017.pdf>>. Acesso em: 07/09/2020.

_____. **Enquadramento - Bases Conceituais**. Portal de Qualidade das Águas. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/enquadramento-bases-conceituais.aspx>>. Acesso em: 21/07/2020.

_____. **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil**. 2012. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/textos-das-paginas-do-portal/publicacoes>>. Acesso em: 02/08/2020.

ALFARO, J. D. B.; CASTRO, G. C.; ARAYA, G. S. **Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica)**. 2017. Disponível em:<https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0379-39822017000400015&script=sci_arttext>. Acesso em 20/06/2020.

ALVES, J. P. H; FONSECA, L. C; CHIELLE, R. S. A; MACEDO, L. C. B. **Monitoramento da qualidade da água da bacia do Rio Sergipe: uma avaliação usando análise multivariada de dados**. RBRH [online]. 2018, vol.23, e27. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170124>> Acesso em: 01/08/2020.

ASSUNÇÃO, M; VIANA, D.; IBRAHIM, E. **Análise da qualidade da água no período de 2012 a 2015 do reservatório da UHE Emborcação, Minas Gerais**. Revista e-Scientia, v. 9, n. 1, 2016. Disponível em: <<https://revistas.unibh.br/dcbas/article/view/2107>>. Acesso em: 13/08/2020.

BERGER, ELISABETH & HAASE, PETER & KUEMMERLEN, MATHIAS & LEPS, MORITZ & SCHÄFER, RALF & SUNDERMANN, ANDREA. (2017). **Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities**. Science of The Total Environment. 587. 10.1016/j.scitotenv.2017.02.031.

BASHIR, N., SAEED, R., AFZAAL, M., AHMAD, A., MUHAMMAD, N., IQBAL, J., KHAN, A., MAQBOOL, Y., & HAMEED, S. **Water quality assessment of lower Jhelum canal in Pakistan by using geographic information system (GIS)**. Groundwater for sustainable development 2020 v.10. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352801X19304217?via%3Dihub>>. Acesso em: 08/09/2020.

BOHRER, R. S. **Potencial de utilização de barramento de água para suprir demandas do processo de beneficiamento em atividade mineira**. Dissertação. Universidade Federal do

Pampa – UNIPAMPA. 2016. Disponível em: <<http://dspace.unipampa.edu.br/bitstream/riiu/3203/1/Disserta%20c3%a7%20a3o%20Ramiro%20dos%20Santos%20Bohrer%202016.pdf>>. Acesso em: 22/06/2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 22/06/2020.

_____. Lei Federal nº 9433, de 08 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 20/06/2020.

BRANDT, R; BARROS, F. **PCA: reduzindo a dimensionalidade dos dados**. 2015. Disponível em: <<http://renatabrandt.github.io/EBC2015/PCA.html>>. Acesso em 13/08/2020.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME WATER QUALITY INDEX USER'S MANUAL 2017 UPDATE. Disponível em: <<https://ccme.ca/en/res/wqimanualen.pdf>>. Acesso em 30/08/2021.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - Apêndice D: Índices de Qualidade da Água**. 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>> Acesso em: 21/07/2020.

CUNHA, C. S. M. **Metais pesados em solos, plantas e qualidade da água em área de mineração fósforo-uranífera**. 2017. 166 f. Tese -Universidade Federal do Ceará, 2017. Disponível em: <<http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/26170>>. Acesso em: 02/09/2021.

DIAS, Carlos Alberto et al. **Impactos do rompimento da barragem de Mariana na qualidade da água do rio Doce**. Revista Espinhaço, UFVJM, p. 21-35, 2018. ISSN 2317-0611. Disponível em: <<http://www.revistaespinhaco.com/index.php/journal/article/view/203>>. Acesso em: 15/08/2020.

EEA - EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. **Nature's nutrient cycle**. 2019. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/signals/signals-2019-content-list/infographics/agriculture/view>>. Acesso em: 01/08/2020.

_____. **Water is life**. 2018. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/publications/eea-signals-2018-water-is-life>>. Acesso em: 01/08/2020.

_____. **Water cycle - Main issues affecting water quality and quantity**. 2018. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/signals/signals-2018-content-list/infographic/water-cycle-2014-main-issues/view>>. Acesso em: 01/08/2020.

_____. **Water use in Europe - Quantity and quality face big challenges**. 2014. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/signals/signals-2018-content-list/articles/water-use-in-europe-2014>>. Acesso em: 01/08/2020.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Normas de qualidade da água. Projeto Ecoágua.** Disponível em: <<https://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/princip/qualagua.html>>. Acesso em: 02/08/2020.

EMÍDIO, V. J. G. **A problemática do fósforo nas águas para consumo humano e águas residuais e soluções para o seu tratamento.** Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Ciência e Tecnologia. Universidade do Algarve. Portugal. 2012. Disponível em: <file:///D:/Windows/Onedrive/Desktop/Artigos/P.pdf>. Acesso em: 22/06/2020.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National aquatic resource surveys (NRSA).** Disponível em: <<https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/nrsa>>. Acesso em: 01/08/2020.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FEITOSA, L. S. **Manejo da Mata Ciliar e Eutrofização de Reservatórios do Semiárido Nordeste.** Tese (Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA) – Universidade Federal do Ceará. 2016. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/35928/3/2016_dis_lsfeitosa.pdf>. Acesso em: 27/07/2020.

FERNANDES, E. P.; STEHLGENS, L. S.; SANTOS, S. O.; CHAVES, E. V. **Avaliação do comportamento hidroquímico e de fosfato das águas do igarapé da bacia do Educandos no município de Manaus.** 2016. Disponível em: <file:///D:/Windows/Downloads/5-5.pdf>. Acesso em: 22/06/2020.

FERREIRA, P. M. L.; QUEIROZ, M. M. F.; COSTA, F. F. C.; MEDEIROS, M. C.; GARRIDO, J. W. A. **Determinação do índice de estado trófico para fósforo das águas do rio Piancó Piranhas Açú no município de Pombal – PB.** Revista Verde, v.9, n.4, 2014. Disponível em: <<https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/3015>>. Acesso em: 15/08/2020.

FERREIRA, C. M. P. J. **Atender as premissas dos testes estatísticos: um passo importante e muitas vezes negligenciado na comunicação de resultados válidos.** Sep-Oct 2018. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/jbpneu/a/6zfcry9h4PW5CybVBKNCyKR/?lang=pt>>. Acesso em: 01/07/2021.

FRANZEN, M. **Dinâmica do fósforo na interface água-sedimento em reservatórios.** Porto Alegre. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D.; ELESBORN, A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. **Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.16, n.5, p.558–563. Campina Grande, PB, UAEA/UFCG. 2012.

GUIMARÃES, T.M.H.; SALLA, M.R.; CERQUERIA, A.C.; RUHOFF, A. **Impacto da expansão da atividade de mineração na qualidade da água em uma sub-bacia com disponibilidade hídrica crítica.** XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.

ABRHIDRO. 2019. Disponível em: <

<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/216301/001108712.pdf?sequence=1>>.

Acesso em: 02/09/2021.

HAMMER, Ø., HARPER, DAT, RYAN. **PAST: Pacote de software de estatísticas paleontológicas para educação e análise de dados.** PD 2001. Disponível em:<http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>.

Acesso em: 19/07/2020.

HOUNSHELL, A .; HALL, N .; OSBURN, CL; PAERL, HW. **Seasonal differences of fluorescent dissolved organic matter in the eutrophic Neuse River Estuary, North Carolina, USA.** NASA Astrophysics Data System (ADS). 01-12-2018. American

Geophysical Union. Volume: 24. Disponível em: <

<https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2018AGUFMOS24A..04H/abstract>>.

Acesso em: 07/09/2020.

IBRAM – INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Mineração de fosfato.** 2011.

Disponível em:<

http://www.ibram.org.br/150/15001002.asp?ttCD_CHAVE=149932>.

Acesso em: 15/08/2020.

INEA – INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO. **Índice de Qualidade da Água Canadence (IQA CCME).** 2019. Disponível

em:<<http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/12/IQA-CCME-Metodologia.pdf>>

Acesso em: 08/08/2020.

KATE, S., KUMBHAR, S. & JAMALE, P. **Water quality analysis of Urun-Islampur City, Maharashtra, India.** Appl Water Sci 10, 95 (2020). Disponível em:

<<https://doi.org/10.1007/s13201-020-1178-3>>.

Acesso em: 07/09/2020.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo:**

avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LE C, ZHA Y, LI Y, SUN D, LU H, YIN B. **Eutrophication of lake waters in China: cost, causes, and control.** Environ Manage. 2010. Disponível em:<

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20177679/>>.

Acesso em 07/09/2020.

LEITE, A.L.; FREITAS, I. G.; OLIVEIRA, E. B.; MARINO, M.T.R.D. **Atividade mineradora e impactos ambientais em uma empresa cearense.** XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Unicamp. 2017. Disponível em:<

<https://ocs.ige.unicamp.br/ojs/sbgfa/issue/view/75>> .

Acesso em: 25/11/2021.

LEMKE, A. P; VILHARVA, K. N; SUAREZ, Y. R. **Comparação entre o Índice de Qualidade da Água com um Protocolo de Avaliação Rápida em dois córregos urbanos do município de Naviraí, MS.** Realização, vol.5(9), pp.87-92. 2018. Disponível

em:<<https://doaj.org/article/c3460db01b1c48899f9048c87a4dcd91?gathStatIcon=true>>.
Acesso em: 15/08/2020.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

LOPES, H.; SOBRA, M.C.; GUNKEL, G.; CANDEIAS, A. L.; MELO, G. **Comportamento espacial da clorofila-a no reservatório de Itaparica, rio São Francisco**. Artigo Técnico. Eng. Sanit. Ambient. 20 (03). Set 2015. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/QmnBkBGx5z8RHn7VBvyW3gh/abstract/?lang=pt>>. Acesso em 02/09/2021.

MAIA, K. P; SILVA, G. A; LIBÂNIO, M. **Aplicação de análise multivariada no estudo da frequência de amostragem e do número de estações de monitoramento de qualidade da água**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 1013-1025. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/s1413-41522019175743>>. Acesso em: 19/07/2020.

MARQUES, A. K; BARROS, D. J; MORAIS, P. B. **Análise temporal de Cyanobacteria e Índice de Estado Trófico na PCH Porto Franco, Tocantins**. Journal of Bioenergy and Food Science, 01 December 2015, Vol.2(4), pp.137-144. Disponível em:<<https://doaj.org/article/76a62cb16a8a4532a29dc9fe8b331fc4?gathStatIcon=true>>. Acesso em: 13/08/2020.

MARQUES, S. M; PINHEIRO, J. H. P. A. **Algas como bioindicadores da qualidade da água**. Revista Científica ANAP Brasil, v. 10, n. 19. 2017. Disponível em:<http://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/anap_brasil/article/view/1651/1639>. Acesso em: 04/08/2020.

MECHI, ANDRÉIA; SANCHES, DJALMA LUIZ. **Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo**. Estud. av. vol.24, no.68, São Paulo, 2010. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142010000100016>>. Acesso em 13/08/2020.

MENEZES, J. M; SABINO, H; CRISTO, V; PRADO, R. B; LIMA, L. A; DI LULLO, L; SILVA, G. C. J. **Comparação entre os Índices de Qualidade de Água Cetesb e Bascarán**. 2018. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/178884/1/2018-021.pdf>>. Acesso em: 25/07/2020.

OISHI, H .; BURRESS, J .; MELNIK, D .; MILLER, B .; MROCZEK, R .; SCHIRA, R .; SWINEHART, J .; VAN DELINDER, E .; BERTMAN, SB ; DAVIS, LE ; ELLIS, TD ; KACZMAREK, SE ; PETCOVIC, HL. **Benthic Macroinvertebrates Reflect Water Quality Along Portage Creek, Michigan, USA**. 2019. Disponível em: <<https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2019AGUFM.H53M1964O>>. Acesso em: 08/09/2020.

OLIVEIRA, B. **Teste de Tukey para comparações múltiplas**. 2019. Disponível em :<<https://operdata.com.br/blog/comparacoes-multiplas-teste-de-tukey/>>. Acesso em: 19/07/2020.

PAULA FILHO, F. J.; DE MOURA, M. C. S.; MARINS, R. V. **Fracionamento Geoquímico do Fósforo em Água e Sedimentos do Rio Corrente, Bacia hidrográfica do Parnaíba/PI**.

Rev. Virtual Quim., 2012. Disponível em:
<<http://static.sites.s bq.org.br/rvq.s bq.org.br/pdf/v4n6a03.pdf>>. Acesso em: 21/06/2020.

PEREIRA, K. C. **O modelo WEAP para análise do ambiente construído em relação aos recursos hídricos das sub-bacias dos ribeirões do Curtume e Água Preta: Estudo de caso na cidade de Pindamonhangaba, no estado de São Paulo/Brasil.** Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios – APTA. 2018.

PINHO, E. S; ROSANOVA, C; MATOS, F. T; HONDA, R. T; BUENO, G. W; AKAMA, A. **Avaliação do Índice de Estado Trófico como ferramenta para monitoramento de atividades aquícolas em reservatórios continentais.** Biotemas, vol.31(4), pp.23-34. 2018. Disponível em:<<https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas>>. Acesso em: 15/08/2020.

PIVELI, Roque Passos; KATO, Mario Takayuki. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos.** [S.l: s.n.], 2006.

PIZELLA, Denise G.; SOUZA, Marcelo P. **Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 2, p. 139-148, 2007.

PONTES, J. C.; FARIAS, M. M. S.; LIMA, V. L. A. **Mineração e seus reflexos socioambientais: estudos de impactos de vizinhança (EIV) causados pelo desmonte de rochas com uso de explosivos.** Polemica, v.12, n.1, pp.77-90. 2013.

QUEVEDO, C. M. G; PAGANINI, W. S. **A disponibilização de fósforo nas águas pelo uso de detergentes em pó: aspectos ambientais e de Saúde Pública.** Ciência & Saúde Coletiva, 2018 - SciELO Public Health. Disponível em:<<https://www.scielosp.org/article/csc/2018.v23n11/3891-3902/#>> Acesso em: 13/08/2020.

QUEVEDO, C. M. G; PAGANINI, W. S. **Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública.** Ciênc. saúde coletiva, Rio de Janeiro , v. 16, n. 8, p. 3539, 2011. Disponível em:<https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232011000900021> Acesso em: 13/08/2020.

REZENDE, V. L. **A mineração em Minas Gerais: uma análise de sua expansão e os impactos ambientais e sociais causados por décadas de exploração.** Sociedade & natureza: revista do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Uberlândia, Vol.28, 2016. Disponível em:<<https://doaj.org/article/c3bfe866dc594f009e029100e171504c?gathStatIcon=true>>. Acesso em: 15/08/2020.

RIZZI, N. E. (2001). **Índices de Qualidade de Água**, pp.11-20.
ROSSI, R. G. **Análise de componentes principais e data warehouses.** Universidade de São Paulo. 2018. Disponível em: <<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/45/45134/tde-07012018-182730/publico/mestrado.pdf>>. Acesso em:01/07/2021.

SANTOS, R. N. E. S; MELLO, A. H. **Impactos ambientais em áreas de preservação permanente, decorrente da extração de argilas vermelhas, na cidade de Marabá, PA.**

2013. Disponível em:<

<https://doaj.org/article/c979a87d7c624ce8a3e695a1b884771b?gathStatIcon=true>>. Acesso em: 15/08/2020.

SILVA, J. S. **Concentrações e formas de fósforo na água e sedimento de reservatórios de abastecimento público na bacia do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal da Paraíba-PB, 2018.

SILVA, M. A; VARGAS, R. R; SAAD, A. R. **Influência do uso da terra no aporte de nutrientes e o Processo de eutrofização na bacia hidrográfica do córrego do Taboão, Guarulhos (SP)**. Congresso ABES. FENASAN 2017. Disponível em:<
<http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento36/TrabalhosCompletoPDF/IV-037.pdf>> Acesso em: 03/08/2020.

SILVA, A.G. **A indústria de fosfato no alto Paranaíba e a valorização dos territórios de mineração no contexto da globalização**. Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Uberlândia – MG. 2020.

SODRÉ, F. F. **Fontes Difusas de Poluição da Água: Características e métodos de controle**. Artigos Temáticos do AQQUA/UNB. 2012. Disponível em: <
<http://www.aquua.unb.br/images/Artigos/Tematicos/difusa.pdf>>. Acesso em: 04/08/2020.

SODRÉ, F.F; SCHNITZLER, D.C; SCHEFFER, E.W.O; GRASSI, M.T. **Evaluating copper behavior in urban surface waters under anthropic influence. A case study from the Iguaçu River, Brazil**. Aquat. Geochem. 2012. Disponível em:< <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201400148807>>. Acesso em: 04/08/2020.

SOLANGI G.S; SIYAL A.A; BABAR M.M; SIYAL P. **Application of water quality index, synthetic pollution index, and geospatial tools for the assessment of drinking water quality in the Indus Delta, Pakistan**. Environ Monit Assess. 2019;191(12):731. Published 2019 Nov 8. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31705311/> >. Acesso em: 07/09/2020.

SOSMA - FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Observando os rios 2019 – o retrato da qualidade das águas na bacia da Mata Atlântica**. 2019. Disponível em:<
<https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2019/03/Observando-Os-Rios-2019.pdf>>. Acesso em: 07/09/2020.

TOCANTINS – SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E DA MODERNIZAÇÃO DA GESTÃO PÚBLICA. **Atlas do Tocantins – Subsídio ao Planejamento da Gestão Territorial**. 2012.

TONÉ, A. J. A; NETO, I. E. L. **Dinâmica do fósforo em reservatórios do Semiárido brasileiro**. Congresso ABES. FENASAN 2017. Disponível em:<
<http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento36/TrabalhosCompletoPDF/IV-004.pdf>>. Acesso em: 04/08/2020.

TUCCI, Carlos E. M. **Águas Urbanas**. Estudos Avançados. v.22, n.63, São Paulo, 2008.

TUNDISI, José Galizia. **Recursos Hídricos no Futuro: problemas e soluções**. Estudos Avançados, v. 22, n.63, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSU MURA-TUNDISI, T.; SIDAGIS GALLI, C. **Eutrofização na América do Sul: causas, tecnologias de gerenciamento e controle**. IIE, IIEGA, IAP, Ianas, ABC. 337p. 2006.

USGS - UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Design and Methods of the Midwest Stream Quality Assessment (MSQA)**. 2013. Disponível em: <<https://pubs.usgs.gov/of/2017/1073/ofr20171073.pdf>>. Acesso em: 02/08/2020.

VALE. **Entenda as barragens da Vale**. Disponível em: http://www.vale.com/brasil/PT/aboutvale/servicos-para-comunidade/minas-gerais/atualizacoes_brumadinho/Documents/PT/entenda-as-barragens-da-vale-pt.html . Acesso em: 22/11/2021.

VEIGA, B. V. **Fatores intervenientes na dinâmica do fósforo em ambientes lêntico – Investigação sobre o reservatório de alagados no estado do Paraná**. São Paulo. Tese de Doutorado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 2010.

VIANA, B. N; PONTES, K. V. **Investigação e predição de teores de extrativos em madeira de eucalipto com base no modelo de análise de componente principal e redes neurais**. 52º ABTCP Congresso Internacional de Celulose e Papel. Outubro, 22-24. 2019, São Paulo Brasil. Disponível em: <http://www.eucalyptus.com.br/artigos/2019_Predizao+Extrativos.pdf>. Acesso em: 13/08/2020.

VIANI, G. S; CESAR, R. T; RODRIGUES, R. M. **Experiências internacionais de gestão da água para drenagem: Japão**. Escola Politécnica da Cidade de São Paulo. 2011. Disponível em:<[file:///D:/Windows/Downloads/Experiencias%20Internacionais%20de%20Gestao%20de%20Drenagem%20no%20Japao%20Texto%202011%20\(1\).pdf](file:///D:/Windows/Downloads/Experiencias%20Internacionais%20de%20Gestao%20de%20Drenagem%20no%20Japao%20Texto%202011%20(1).pdf)> Acesso em: 01/08/2020.

VON SPERLING, M. **Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4ª Ed. - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014, 452p.

ZHU, B., SMITH, D. S, BENAQUISTA, A. P, ROSSI, D. M, KADAPURAM, B. M, YU, M. LOK, PARTLOW, A. S, & BURTCH. **Water quality impacts of small-scale hydromodification in an urban stream in Connecticut, USA**. 2018. Disponível em:<<https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-018-0122-z>>. Acesso em: 08/09/2020.

9 ANEXOS

- Dados brutos do monitoramento de qualidade das águas.

Pontos	Ano	pH	OD	Turb	Al	Cl	Cla	CT	Cor	DBO	P	Mn	NO3	NO2	N-NH3	STD	SO4
P01	2011	7.41	6.37	7.9				460	141	0.19	0.1	0.015			0.01		
P01	2012	6.94	7.68	34.1			7	240	192.8	0.28	0.055	0.016		0.032	0.05	31	1
P01	2012	7.26	5.88	33			15	240	133.8	0.09	0.1	0.02	0.9	0.001		26	1
P01	2013	7.36	9.47	28.1		1.99	12	90	103.4	1.4	0.019	0.028	0.1	0.001	0.88	30	1
P01	2013	7.89	8.82	372		1		78	1360.5	2.8	0.096	0.114	0.2	0.001		34	1
P01	2013	8.27	7.7	76.7		1.49		0	143.3	1.3	0.055	0.075	0.4	0.001	0.43	202	1
P01	2014	8.1	8.52	125		0.5	1	18	515.9	1.2	0.116	0.027	1.3	0.01	0.62	76	1
P01	2014	9.72	8.14	71.2		0.5	93.8	0	66	5.4	0.077	0.045	0.3	0.01	0.6	82	10
P01	2014	8.25	7.13	3.41		2.1	1	0	84	2.3	0.32	0.34	0.8	0.21	0.9	638	10
P01	2014	8.1	8.11	4.3		7.1	1	0	21	2	0.33	0.257	0.4	0.01	0.6	174	10
P01	2017	7.8	5.45	6.8	0.039	0.5	3.7	330	11	2	0.08	0.19	0.01	0.032	0.6	91	5
P01	2018	7.5	6.5	24.9	0.02		0.05	1.8	73	2.8	0.03	0.04	0.14	0.005	0.5	2011	5
P01	2019	7.29	4.62	35.3	0.027	5.51	0.14		102	1.02	0.011	0.067	0.5	0.002	0.44	25	2
P01	2019	7.43	7.57	41.2	0.075	1.5	0.3	18	294.5	1.7	0.092	0.017	0.4	0.019	0.913	95	6.6
P01	2020	7	7.5	4.5	0.623	1	0.3	230	57.2	0.9	0.042	0.033	1	0.024	0.927	22	10.31
P02	2013	7.85	4.75	4.3		1		40	126.9	2.1	0.026	0.025	0.3	0.001		38	1
P02	2013	8.11	6.06	1000		2.99		0	27637.6	2.2	0.971	4.764	0.9	0.001	0.61	183	1
P02	2014	6.8	8.52	325		1	1	78	2210.6	1.5	1.073	0.382	2.8	0.01	1.96	65	1
P02	2014	8.26	6.11	161		0.5	1	20	668	2	0.455	0.299	0.3	0.01	0.6	85	10
P02	2014	8.32	8.26	10.4		2.4	1	0	77	2	0.02	0.014	0.2	0.01	0.6	661	10
P02	2014	9.1	12.2	9.7		0.5	1	0	28	2	0.46	0.058	0.2	0.01	0.6	306	10
P02	2017	8.1	6.93	3.68	0.9	10.5	1.81	4.5	11	10	1.68	0.13	1.35	0.001	0.1	1	5
P02	2018	7.8	6.8	13	1.7	95	0.05	68	42	3.9	3.14	0.52	1	0.005	1.9	1561	5
P02	2018	7.8	6.3	2230	0.001	12.1	0.05	170	14.8	2	3.24	5.46	1.8	0.03	0.66	1917	8
P02	2019	7.53	4.72	45.2	0.008	7.39	0.67		3	1.65	1.59	1.055	0.1	0.002	0.2	398	230
P02	2019	7.92	7.7	113	0.161	16.49	1.6	1400	144.6	2.4	1.691	0.075	0.4	0.021	0.93	189	8.57
P02	2019	7.72	7.8	33.1	0.022	7.5	3.2	10	60.5	2.2	0.485	0.1	0.2	0.007	0.961	228	60.44
P02	2019	8.25	6.51	29.6	0.1	14	17.62	250	126.2	2.6	0.691	0.095	2.4	0.004	0.35	247	29.43
P02	2020	7.5	7.5	11.7	0.283	2	2.4	0	137.9	0.6	0.191	0.038	1.4	0.038	0.794	136	10.06
P02	2020	6.58	6.9	71	0.09	3	1.11	78	345	1.6	0.198	0.043	2.1	0.017	0.27	167	51.57
P02	2020	8.43	6.2	194	0.001	1.5	3.81	18	274.3	1.2	0.859	0.002	1.91	0.01	0.47	350	13.99
P03	2011	7.72	5.84	4.1				240	72.25	0.22	0.125	0.011		0.002			
P03	2012	7.74	7.93	27.3			4	460	174.5	0.255	0.085	0.008	0.1	0.029		34	1
P03	2012	7.3	6.07	48.3			4	1.1	129	0.195	0.09	0.03	0.8	0.002		26	1
P03	2013	6.97	9.57	14		1.99		150	1054	0.9	0.014	0.146	0.1	0.001	0.47	30	1
P03	2013	7.65	10.43	31.1		1		140	8.5	1.8	0.112	0.01	0.1		0.001	37	1
P03	2013	8.04	7.29	1000		6.49		90	14,871.2	1.9	0.814	2.524	0.6	0.001	0.52	217	1
P03	2014	8.18	7.93	310		0.5	1	68	1448.4	2.5	0.296	0.063	0.8	0.01	0.6	50	1
P03	2014	7.79	7.91	144		0.5	1	0	672.75	2	0.473	0.205	1.5	0.01	0.6	91	10
P03	2014	8.24	9.01	7.3		2.4	1	45	31	2	0.05	0.057	0.2	0.01	0.6	671	10
P03	2014	8.5	8.35	66.8		5.2	1	2600	200	2	0.1	0.604	0.6	0.02	0.6	117	10

P03	2017	8.1	4.26	3.16	0.091	31.5	4.3	4.5	11	4	0.05	0.04	0.01	0.001	0.6	184	62
P03	2018	6.1	7.9	8.7	0.64	14.2	0.05	7.8	30	2	0.08	0.32	1	0.005	1.9	3061	5
P03	2018	7.3	7.06	22.7	0.02	10.7	0.05	1.8	86	60.5	0.01	0.28	1.3	0.01	0.05	322	38
P03	2019	7.92	7.92	42.9	0.008	9.15	1.96		7	1.48	1.66	0.037	0.4	0.005	0.09	378	250
P03	2019	7.59	6.1	62.6	0.1	5	1.34	18	302.1	2	1.123	0.082	0.6	0.021	0.979	151	5.67
P03	2019	8.12	7.45	27.9	0.084	16.49	1.07	460	55.3	1.2	0.098	0.074	0.1	0.004	0.906	228	63.5
P03	2019	7.48	5.83	50.7	0.005	3.5	5.34	130	82.4	2.6	0.573	0.091	1.1	0.007	1.721	194	74.24
P03	2020	7.1	8.3	13.6	0.1	0	0.8	230	170.1	1.1	0.321	0.068	1	0.01	0.859	177	3.91
P03	2020	6.85	5.8	8.2	0.1	2.5	0.1	230	341	1.9	0.328	0.072	1.1	0.01	0.2	332	39.88
P03	2020	8.2	5.63	96.6	0.001	3	0.53	170	165.3	1.7	0.543	0.002	1.73	0.01	0.29	267	9.78
P04	2017	7.9	5.74	3.56	0.12	0.5	1.84	7.8	6	2	0.22	0.1	0.04	0.001	0.1	205	64
P04	2018	6.6	7.3	12	0.1	14.2	0.05	7.8	40	2.4	0.11	0.35	1	0.005	0.5	1	5
P04	2018	7.9	7.61	61.2	0.001	10.7	0.05	130	86	16.4	0.45	0.44	0.3	0.018	0.04	363	34
P04	2019	7.72	7.39	46.8	0.008	7.74	2.71		30	1.77	1.237	0.302	0.9	0.002	0.35	339	100
P04	2019	7.92	7.16	10	0.085	16	0.8	110	123.7	2.1	0.204	0.085	0.5	0.027	0.907	141	43.12
P04	2019	7.42	8.6	3	0.065	9	0.3	110	33.1	2	0.196	0.079	0.1	0.004	0.899	210	53.85
P04	2019	7.41	6.57	6.1	0.005	3	0.3	2800	83.7	1.2	0.46	0.043	1.2	0.011	2.02	189	53.8
P04	2020	7.9	7.6	7.7	0.07	2	0.3	170	41.3	0.8	0.055	0.002	1.3	0.019	0.418	18	16.41
P04	2020	6.85	5.4	8.2	0.001	2.5	0.53	130	47	1.1	0.466	0.048	1.3	0.01	0.31	102	3.98
P04	2020	7.74	5.56	66.3	0.001	3.5	1.38	490	196.8	0.7	0.544	0.002	1.81	0.015	0.13	411	10.18
P05	2011	7.34	6.9	3.8				1.1	84.25	0.565	0.075	0.011	0.05	0.001			
P05	2011	7.42	4.42	18.2				93	215	1.46	0.205	0.022	0.1	0.001	0.0003	60	1
P05	2012	6.82	7.57	13.7			9	460	109	1.495	0.03	0.01		0.017		17	
P05	2012	7.65	5.28	4		0.242		3.6	24	1.11	0.07	0.01	0.3		0.02	36	
P05	2012	6.92	5.66	6.3		0.489	7	240	40	0.895	0.165	0.01	0.5	0.004	0.1	48	
P05	2012	7.62	7	53.5		1		33	110	2.4	0.01	0.062	2.2	0.047	0.95	93	1
P05	2013	7.25	8.42	14.9		1	3	430	393.6	0.9	0.01	0.022	0.2	0.001	0.32	50	1
P05	2013	6.91	6.45	31.8		1		0	165.4	2.2	0.066	0.009	0.1	0.001		42	1
P05	2013	7.79	5.42	447		7.49		1200	2673.5	0.9	0.031	0.07	0.4	0.001	0.1	62	1
P05	2014	7.84	6.15	155		0.5	1	40	184.8	1.6	0.101	0.01	0.6	0.01	0.75	19	0.1
P05	2014	8.05	6.2	80.8		0.5	1	20	216.6	2	0.033	0.007	0.7	0.01	0.6	34	10
P05	2014	7.94	9.37	10		2.3	1	120	147	2.1	0.05	0.06	0.5	0.01	0.6	141	10
P05	2014	8.6	9.11	217		7.8	1	13000	647	2	0.25	0.128	1.6	0.17	0.6	57	10
P05	2017	7.9	7.03	2.6	0.018	0.5	3.1	490	8	8	0.1	0.04	0.01	0.001	0.3	72	5
P05	2018	7.1	4.18	6.8	0.4	13.5	0.05	13	7	2	0.02	0.21	0.03	0.005	1.1	47	5
P05	2018	8.5	7.11	52.1	0.02	7.3	0.05	1.8	82	20.7	0.01	0.01	0.3	0.005	0.11	74	5
P05	2019	6.46	0.84	33.2	0.008	3.87	29.33		16	3.09	0.029	0.01	0.6	0.097	0.35	40	2
P05	2019	7.71	4.93	13.4	0.041	1	4.81	790	25.7	1.7	0.062	0.013	1.1	0.013	0.956	49	5.43
P05	2019	8.4	7.8	66.8	0.325	9.5	3.2	140	93.2	1.7	0.347	0.018	0.7	0.005	0.893	106	2
P05	2019	6.72	7.25	42.1	0.099	16.99	4.2	4300	40	2.4	0.188	0.007	1.5	0.008	0.52	39	2.56
P05	2020	8.3	6.9	6.67	0.055	3.5	1.87	20	55.5	1.9	0.066	0.032	1.1	0.015	0.869	25	0
P05	2020	7.54	6.8	27.4	0.059	2.5	5.07	110	108.5	2.1	0.07	0.038	1.1	0.01	0.46	153	6.12
P05	2020	7.48	6.5	7.8	0.001	1	1.6	160000	53.9	1.8	0.318	0.002	3.19	0.01	0.51	123	3.24
P06	2013	6.88	6.56	3.2		1		18	44.8	2.4	0.026	0.048	0.1		0.001	142	1
P06	2013	8.25	6.9	149		1.49			251.2	1.1	0.041	0.047	0.2	0.001	0.32	213	1

P06	2014	8.8	7.25	103		0.5	50.74	20	207.8	1.7	0.114	0.052	0.3	0.01	0.6	64	1
P06	2014	9.54	11.89	105		0.5	42.9	0	118	3.7	0.374	0.02	0.4	0.01	0.6	74	10
P06	2014	10.55	17.85	22		2.1	1	0	325	2.2	0.29	0.041	0.5	0.04	2.2	548	10
P06	2014	8.9	9.88	10.2		5	1	45	26	2	0.01	0.048	1.8	0.01	0.6	166	10
P06	2017	8.8	8.22	2.86	0.072	0.5	1.16	1.8	9	13	0.07	0.08	0.04	0.001	0.6	1	5
P06	2018	8.9	8.3	16	0.04	8.1	0.05	1.8	39	2	0.45	0.06	1	0.005	0.8	164	5
P06	2018	9.5	10.27	11.82	0.001	6.8	0.05	45	44	19	0.19	0.04	0.3	0.011	0.15	317	16
P06	2019	9.37	7.99	22.5	0.008	6.57	9.24		3	1.19	0.61	0.033	1.4	0.139	0.06	256	68
P06	2019	8.41	5.12	12.2	0.005	23.49	6.94	540	103	1.9	0.549	0.046	0.5	0.034	0.962	194	8.97
P06	2019	8.76	8.5	23.7	0.005	11.5	14.56	10	148.8	2	0.487	0.037	0.1	0.001	0.947	270	53.53
P06	2019	8.55	5.02	16.6	0.005	16.49	41.12	10	133.2	0.6	0.551	0.072	1.7	0.009	0.488	217	68.19
P06	2020	8.9	7.6	10.8	0.011	3.5	16.82	0	35.5	1.3	0.129	0.014	1	0.01	0.711	79	11.77
P06	2020	8.4	6.9	31.1	0.001	3.5	11.75	18	22.7	3.1	0.097	0.08	1.7	0.037	0.68	146	3.71
P06	2020	8.9	6.1	19.1	0.001	4.5	14.61	430	54.2	5.3	0.219	0.002	0.87	0.01	0.387	158	13.23
P07P	2013	7.08	5.79	17.5		1		0	237.8	2	0.016	0.0152	0.1	0.001		148	1
P07P	2013	7.87	2.89	58.7		1.49		0	98.9	1.5	0.231	0.485	0.2	0.001	0.8	189	1
P07P	2014	7.84	1.7	1621		0.5	1	170	2429	1.9	0.326	0.011	3	0.01	1.77	79	1
P07P	2014	8.77	2.52	84.1		0.5	1	0	86	3	0.3	0.359	0.4	0.01	0.74	92	10
P07P	2014	9.66	5.96	3.02		1.4	1	0	0.75	2	0.3	0.083	1.5	0.68	0.6	535	10
P07P	2014	8.7	3.51	6.9		7.1	1	40	17	2	0.02	0.146	1.2	0.01	0.6	190	10
P07P	2017	8.1	4.7	3.55		0.5	1.65	1.8	12	12	0.14	53.8	0.01	0.001	0.8	125	0.5
P07P	2018	6.6	4.5	180	0.1	13	0.05	1.8	84	4.6	0.41	0.2	0.4	0.005	0.5	498	8
P07P	2018	9.4	7.69	6.2	0.082	7.3	0.05	1.8	38	64	0.04	0.07	2.1	0.005	0.09	276	15
P07P	2019	8.59	0.94	17.8	0.008	6.22	1.68		10	2.58	0.43	0.026	1.1	0.07	0.05	260	59
P07P	2019	8.39	6.9	10.8	0.005	6	16.02	2800	102	1.6	0.538	0.007	0.8	0.021	0.961	202	84.27
P07P	2019	8.84	7.3	25.06	0.005	16	8.9	10	109.3	1.8	0.475	0.007	0.01	0.005	0.829	308	23.64
P07P	2020	7.3	6.5	4.97	0.06	2.5	0.8	40	20.6	1.6	0.691	0.037	1	0.01	0.781	144	17.1
P07P	2020	8.12	6.5	13.7	0.001	5	6.41	68	32.8	2.2	0.224	0.036	0.97	0.01	0.1	195	8.35
P07S	2011	8.03	6.21	1.1				460	25	0.32	0.075	0.008	0.1	0.002			1
P07S	2011	8.07	3.87	1.9				1,100	21	2,785	0.13	0.015	0.05	0.003	0.003	310	
P07S	2012	7.97	9.66	12.7			6	1,100	20.25	0.27	0.095	0.019	0.175	0.011		248	
P07S	2012	8.23	8.64	6.2				240	2	1.3	0.1	0.02	0.35	0.004	0.05	287	2
P07S	2012	7.02	5.04	8.5		0.245	4	3	4	0.63	0.145	0.016	0.7	0.001	0.02	277	2
P07S	2012	7.96	9.2	15.5		1		23	67	0.9	0.01	0.042	0.4	0.009	0.45	329	1
P07S	2013	7.75	10.96	58.1		1.49	11	200	377.8	0.7	0.017	0.039	0.1	0.001	0.3	200	1
P07S	2013	6.12	8.8	9.9		1	1.4	0	27.3	3	0.01	0.055	0.5	0.001		144	1
P07S	2013	8.23	7.71	61		1.49		0	25.5	1.7	0.114	0.026	0.4	0.001	0.42	206	1
P07S	2014	8.04	7.96	88.6		0.5	1	18	254.3	2.5	0.086	0.061	0.7	0.01	0.48	75	1
P07S	2014	9.81	16.63	70.6		0.5	48.41	0	91	4.6	0.247	0.01	0.4	0.01	0.6	105	10
P07S	2014	10.07	15.57	16		1.9	1	0	257	2.4	0.32	0.035	1.4	0.01	1.4	545	10
P07S	2014	9	9.27	3.4		5.2	1	0	9	2	0.03	0.019	2	0.09	0.6	179	10
P07S	2017	8.1	4.7	1.96		0.5	1.14	1.8	7	4	0.03	0.1	0.01	0.001	0.1	150	5
P07S	2018	8.6	8.6	9.3	0.1	8.1	0.05	1.8	32	16	0.34	0.06	1	0.005	1.3	7.764	5
P07S	2018	9.6	11.59	7.3	0.1	7.3	0.05	1.8	37	71.5	0.13	0.01	0.3	0.028	0.09	25	18
P07S	2019	9.31	8.02	17.8	0.008	6.1	13.04		3	2.17	0.57	0.039	0.7	0.122	0.09	248	60

P07S	2019	8.71	5.96	10.6	0.008	22.49	26.43	230	27.8	2	0.634	0.032	0.9	0.021	0.947	41	3.12
P07S	2019	8.86		12.9	0.028	13	10.83	10	125	1.7	1.321	0.034	0.1	0.002	0.877	256	53.9
P07S	2019	8.01	5.75	18.9	0.005	15.5	15.72	78	89.2	1.8	0.615	0.049	2.4	0.009	1.44	126	54.88
P07S	2020	8.3	6.7	9.45	0.022	3	20.56	0	33.3	1.9	0.09	0.062	1.2	0.381	0.89	89	2.39
P07S	2020	8.33	7.5	27.48	0.001	3.5	31.74	9200	11.9	3.1	0.62	0.054	1.2	0.036	0.2	113	3.42
P07S	2020	8.33	7.5	27.48	0.001	3.5	31.74	9200	11.9	3.1	0.62	0.054	1.2	0.036	0.2	113	3.42
P07S	2020	9.8	10.22	18.6	0.001	4.5	6.41	18	62.2	1.5	0.238	0.002	1.42	0.01	0.33	162	10.63
P08	2013	7.37	5.48	3.3		1		18	33.3	2.1	0.064	0.041	0.1		0.001	150	1
P08	2013	8.28	7.7	109		1.49		0	60.6	1.5	0.1	0.023	0.6	0.001	0.35	378	1
P08	2014	7.83	7.79	20.5		0.5	25.81	0	81.1	1.4	0.881	0.018	0.2	0.01	0.35	76	1
P08	2014	10.18	19.33	65.2		0.5	127	0	31	4	0.949	0.011	0.3	0.01	0.6	96	10
P08	2014	10.36	21.08	21		1.6	1	0	333	2.4	0.22	0.039	0.5	0.01	0.7	495	10
P08	2014	8.7	9.54	5		6.4	1	0	12	2	0.02	0.01	0.8	0.01	0.6	161	10
P08	2017	8.8	8.22	3.14	0.046	24	1.9	2	9	15	0.08	0.06	0.07	0.002	0.1	1	5
P08	2018	8.6	7.7	14	0.1	11.9	0.05	2	38	2	0.22	0.05	1	0.005	1.1	2563	5
P08	2018	9.3	10.62	15.04	0.001	11.2	0.05	45	56	0.2	0.32	0.24	4	0.02	1	25	20
P08	2019	9.33	7.12	20.6	0.008	6.57	12.1		3	1.42	0.54	0.026	1.8	0.005	0.06	249	64
P08	2019	8.67	6.29	12.9	0.005	23.99	38.45	18	45.1	2.2	0.453	0.05	0.5	0.03	0.933	74	4.13
P08	2019	8.83	7.1	20.8	0.005	15	26.11	110	153.5	1.9	0.398	0.007	0.2	0.005	0.873	245	36.38
P08	2019	8.49	6	15.9	0.005	13.5	18.96	78	122.1	1.6	0.636	0.045	1	0.01	0.594	230	62.46
P08	2020	8.1	6.9	12.4	0.017	2.5	17.62	0	30.5	1.4	0.063	0.033	1	0.015	0.63	86	3.99
P08	2020	6.56	6.8	32.2	0.001	3	4.27	18	25.8	3	0.643	0.052	1.9	0.047	0.46	167	3.55
P08	2020	9.53	10.51	19.7	0.001	4.5	7.48	18	56.1	2.1	0.293	0.002	0.87	0.01	0.11	161	11.01
P09	2011	5.9	6.87	1.1		0.162		1.1	15.5	0.945	0.06	0.007	0.2				5
P09	2011	7.27	7.52	0				240	5.25	0.835	0.08	0.007	0.125	0.002		373	5
P09	2012	7.05	6.86	1.4		0.243		93			0.02	0.009	0.25	0.004		397	4
P09	2012	7.28	7.09	1.2		0.483		43		0.515	0.1	0.01	0.5	0.006	0.08	379	3
P09	2012	6.16	7.195	1.4				460		0.11	0.01	0.005	0.4	0.003		350	5
P09	2012	7.17	7.7	1.83		1		540	2	1.2	0.01	0.023	0.2	0.001	0.4	426	1
P09	2013	6.96	8.04	800		2.49		11000	327.3	2.7	0.016	0.023	0.4	0.001	0.1	310	1
P09	2013	7.26	7.65	1.5		1		280	1	2.6	0.027	0.029	0.2		0.001	418	1
P09	2013	7.36	7.32	167		1		40	10.3	1.3	0.116	0.007	0.9	0.001	0.81	349	1
P09	2014	7.43	5.58	28.4		0.5	1	110	4.4	1.6	0.021	0.013	0.1	0.01	0.6	360	1
P09	2014	7.39	5.66	0.79		0.5		1	11.2	2	0.01	0.007	0.1	0.01	0.6	326	10
P09	2014	7.88	5.88	1.02		2.37	1	78	3	2	0.21	0.007	0.3	0.01	0.6	1.236	10
P09	2014	8.5	5.61	0.9		0.5	1	78	1	2	0.03	0.011	0.4	0.01	0.6	328	10
P09	2017	8.3	4.85	3.14	0.056	0.5	1.3	7.8	14	9	0.05	0.04	0.01	0.004	0.1	1	10
P09	2018	7.4	5.23	1.2	0.018	12.5	0.05	33	5	2	0.02	0.03	0.01	0.005	0.1	10	7
P09	2018	7.6	5.6	1.12	0.001	9.7	0.05	1.8	5	2	0.06	0.01	0.4	0.035	0.06	25	12
P09	2019	7.67	8.39	1.1	0.074	4.22	0.35		3	1.59	0.013	0.038	0.4	0.004	0.02	371	17
P09	2019	7.58	5.56	1.54	0.079	20.99	0.3	110	69.1	1.8	0.068	0.018	0.9	0.021	0.921	320	2.1
P09	2019	7.49	7.04	1.4	0.058	6	0.3	330	53.2	1.7	0.076	0.024	1	0.004	0.911	252	6.22
P09	2019	7.14	4.67	1.4	0.005	8	0.3	1.60E+05	117.4	2.2	0.906	0.007	1.7	0.01	0.952	387	43.39
P09	2020	7.4	7.2	1.29	0.023	2.5	0.3	18	4	1.5	0.541	0.014	1	0.01	0.88	265	25.19
P09	2020	7.12	7.3	12.9	0.028	5	0.1	330	165.1	0.7	0.536	0.018	1.2	0.01	0.44	285	2

P09	2020	7.41	5.29	2.5	0.001	5	0.1	490	4.1	1.7	0.362	0.002	0.66	0.01	0.18	417	7.05
P10	2011	7.65	3.13	1.1				1100	15	1.36	0.175	0.021	0.25	0.003		289	
P10	2012	7.28	8.57	32.1			5	1.1	35	0.32	0.115	0.027	0.2	0.024	0.06	192	
P10	2012	7.85	6.99	4.7			3	93		0.86	0.15	0.03	0.5	0.003	0.05	228	
P10	2012	5.38	5.85	4.5				460	3	0.155	0.03	0.017	0.5	0.004		253	
P10	2012	7.31	8	5.06		1		240	1	1.2	0.01	0.03	0.1	0.002	0.42	321	1
P10	2013	7.02	7.67	696		1.99		11000	6394	2.1	0.021	0.376	0.1	0.001	0.1	110	1
P10	2013	7.22	8.63	1.3		1		4600	5.8	2.6	0.014	0.017	0.1		0.001	297	1
P10	2013	7.82	5.72	93.2		1		140	8.8	1.1	0.099	0.012	0.6	0.001	0.62	275	1
P10	2014	7.82	7.63	98.2		1	1	78	356.3	2.4	0.099	0.007	0.8	0.01	0.78	168	1
P10	2014	7.75	6.8	28.1		0.5	1	92	33.5	2	0.106	0.012	0.1	0.01	0.6	180	10
P10	2014	8.48	7.43	1.06		2.4	1	78	5	2	0.06	0.008	0.2	0.01	0.6	724	10
P10	2014	8.4	8.48	9.2		1	1	40	23	2	0.08	0.128	0.6	0.01	0.6	211	10
P10	2017	7	5.74	8.16	0.028	0.5	0	13000	13	2	0.39	0.04	0.01	0.003	0.1	299	5
P10	2018	8.1	6.7	2.53	0.04		0.05	2	17	2	0.08	0.05	0.02	0.005	0.5	15	5
P10	2018	8	5.85	4.97	0.02	5.8		78	11	2	0.31	0.02	0.3	0.008	0.08	81	10
P10	2019	8.43	7.12	360	0.008	5.16	0.69		3	1.19	0.108	0.174	0.4	0.006	0.49	229	12
P10	2019	8.61	7.3	12.3	0.005	19.99	1.34	2200	79.5	1	0.072	0.007	1.1	0.031	1.041	272	2.18
P10	2019	8.15	8	1.9	0.005	16	1.07	390	122.5	1.8	0.749	0.007	0.6	0.003	0.93	308	2
P10	2019	7.78	6.97	23.2	0.005	8.5	1.07	160000	28.1	0.8	0.305	0.052	1.2	0.014	1.602	25	66.26
P10	2020	7.8	6.9	6.78	0.031	3	0.3	1300	53.5	1.4	0.033	0.016	1.2	0.01	1.45	159	13.67
P10	2020	7.42	6.9	2.2	0.037	3	0.3	380	27.1	0.8	0.04	0.02	1.6	0.01	0.51	193	2
P10	2020	8.08	6.31	8.5	0.001	4	0.1	220	122.9	1.3	0.258	0.002	1.4	0.022	0.17	334	13.77
P11	2011	7.92	7.03	4.6				2419.6	15	0.04	0.075	0.01	0.1	0.002			4
P11	2011	8.04	8.67	6.5		0.493		1,100	56.25	1.1	0.205	0.017	0.35	0.002	0.11	340	5
P11	2012	7.9	8.02	46.6				1.1	38	0.73	0.17	0.029		0.001	0.05	278	
P11	2012	8.33	7.52	5.2		37.439		1.1	8	0.435	0.08	0.02	0.6	0.002		321	1
P11	2012	6.52	7.85	0.9				460	2	0.125	0.01	0.01	0.4	0.003	0.02	314	2.5
P11	2012	7.49	9	0.68		1		540	1	0.9	0.01	0.018	0.1	0.001	0.3	378	1
P11	2013	7.78	9.62	13.3		2.49		1500	71.6	0.6	0.011	0.05	0.3	0.001	0.46	410	1
P11	2013	7.69	9.67	3.2		1		1500	1	2.5	0.01	0.008	0.1		0.001	363	1
P11	2013	8.26	8	152		1.49		230	226	2.7	0.006	0.006	0.8	0.001	0.42	275	1
P11	2014	8.58	8.05	46.9		0.5	1	240	33.7	1.8	0.079	0.007	0.1	0.01	0.63	317	1
P11	2014	8.21	7.59	31.8		0.5	1	170	13.3	2.3	0.04	0.007	0.1	0.01	0.6	282	10
P11	2014	8.49	7.3	1.01		2.37	1	170	1	2	0.43	0.007	0.1	0.01	0.6	1.116	10
P11	2014	8.7	7.58	2.2		0.5	1	78	6	2	0.09	0.015	0.4	0.01	0.6	343	10
P11	2017	8.1	6.63	4.18	0.22	0.5	1.48	2.3	12	8	0.1	0.04	0.01	0.001	0.1	497	18
P11	2018	8.3	7.2	1.69	0.06	13	0.05	130	7	2.1	0.03	0.02	0.01	0.005	0.1	327	17
P11	2018	8.5	7.28	11.18	0.02	6.3	0.05	920	17	5	0.09	0.04	3.2	0.034	0.07	25	25
P11	2019	8.61	8.87	218	0.008	7.39	1.1		3	0.38	0.039	0.103	0.7	0.002	0.23	339	27
P11	2019	8.42	7.74	20.2	0.005	3	0.53	2200	48.5	2	0.073	0.007	0.6	0.033	0.921	367	4.44
P11	2019	8.64	6.5	5.1	0.005	14	0.3	1200	123.2	2	0.197	0.007	0.5	0.017	0.929	453	2
P11	2019	7.89	7.51	37.4	0.005	13.5	0.3	2100	31.2	1.7	1.445	0.007	2.4	0.015	1.477	35	3.11
P11	2020	8.3	8	1.63	0.031	3.5	0.3	2200	4	1.6	0.17	0.039	2.5	0.011	1.025	323.4	36.81
P11	2020	7.89	7.2	5.3	0.04	2	0.1	230	56.9	1.7	0.176	0.043	1.9	0.011	0.51	373	32.15

P11	2020	8.38	6.57	27.8	0.001	2.5	0.1	160000	167.4	1.6	0.244	0.002	1.43	0.015	1.08	459	11.63
P12	2011	7.96	6.08	0.5		0.485		93	7.5	0.125	0.06	0.004	0.15	0.003			3
P12	2011	7.28	9.17	17.6		0.493		1,100	152.75	1.57	0.235	0.013	0.05	0.008	0.14	288	6
P12	2012	8.23	9.06	13			3	1100	8	0.035	0.095	0.01	0.175	0.01		277	
P12	2012	8.46	8.38	8.1				460	6.75	0.355	0.1	0.01	0.7	0.002	0.002	291	1
P12	2012	6.83	7.625	0.2		0.245	4	1.1	3	0.395	0.075	0.005	0.5	0.006		278	4
P12	2012	7.85	8.2	0.73		1		1100	1	1.5	0.01	0.021	0.1	0.001	0.63	331	1
P12	2013	7.59	9.4	21		1	6	1000	437.3	1.3	0.031	0.067	0.1	0.001	0.1	300	1
P12	2013	7.86	6.01	3.1		1		0	141.8	2	0.042	0.018	0.1	0.001		325	1
P12	2013	8.24	7.6	115		2.49		90	129	1.7	0.136	0.008	1.2	0.001	1.18	268	1
P12	2014	8.17	8	43.5		0.5	1	140	54	1.7	0.066	0.007	0.1	0.01	0.6	306	1
P12	2014	8.33	7.97	56.3		0.5	1	210	3.02	2	0.044	0.007	0.1	0.01	0.6	358	10
P12	2014	8.68	7.67	1.02		2.37	1	0	2	2	0.16	0.009	0.2	0.01	0.6	1084	10
P12	2014	8.7	7.34	812		5.5	0.1	92000	2026	2	0.26	0.198	0.8	0.01	0.6	124	10
P12	2017	8.1	6.24	2.71	0.04	5.5	0	2.3	9	15	0.17	0.04	0.01	0.001	0.6	265	18
P12	2018	8.4	7.2	1.04	0.012	12.5	0.05	4.5	6	5	0.03	0.01	0.01	0.005	0.5	1194	14
P12	2018	8.4	7.04	0.82	0.02	5.8	0.06	1.8	1	2	0.11	0.01	1.5	0.005	0.14	25	5
P12	2019	8.52	7.15	258	0.008	7.28	0.88		4	1.87	0.068	0.068	0.5	0.002	0.09	313	28
P12	2019	8.54	7.94	51.2	0.005	22.49	0.3	78	115.7	1.7	1.055	0.02	0.9	0.026	0.922	365	2
P12	2019	8.64	6.5	5.1	0.005	11.5	0.53	630	127.1	1.9	0.313	0.007	0.4	0.01	0.898	385	2
P12	2019	8.02	7.47	47.5	0.1	9	0.3	92000	129.2	2.8	1.085	0.028	2.1	0.014	1.019	277	54.77
P12	2020	8.3	8.1	8.02	0.02	4	0.3	330	19.6	1.5	0.199	0.029	1.6	0.01	0.928	254	38.32
P12	2020	7.53	6.9	42	0.025	1	0.1	16000	55.1	1.7	0.202	0.033	1.2	0.01	0.1	369	7.31
P12	2020	8.45	6.84	46.4	0.001	2.5	0.1	44	137.4	2	0.275	0.002	1.4	1.4	0.81	430	9.11
P13	2011	7.87	5.94	2.4				150	35.25	0.02	0.12	0.011	0.1	0.001			
P13	2011	7.55	8.26	394				1,100	2.755	1.24	0.295	0.09	0.875		0.105	97	0.5
P13	2012	7.51	8.08	168				1,100	175.75	0.685	0.16	0.022		0.003	0.04	104	0.5
P13	2012	8.35	6.91	36.8				240	37	0.33	0.13	0.03	0.7	0.003		160	
P13	2012	6.93	7.1	1.3			3	93	3	0.51	0.14	0.016	0.7	0.003		271	1
P13	2012	7.69	7.5	1.37		1		460	6	1.5	0.01	0.026	0.1	0.003	0.1	268	1
P13	2013	7.38	9.95	60.4		1.49	1	200	362.8	1	0.022	0.027	0.1	0.001	0.2	150	1
P13	2013	7.09	7.37	24.5		1		0	96.2	3	0.039	0.3	0.7	0.078		138	1
P13	2013	8.07	7.77	107.7		1		0	107.4	1	0.084	0.092	0.6	0.001	0.34	230	1
P13	2014	8.29	8.33	122		0.5	1	20	499.6	1.6	0.146	0.02	1.3	0.01	0.94	69	1
P13	2014	9.68	8.21	61.4		0.5	46.8	0	115	6.2	0.033	0.052	0.3	0.01	0.6	87	10
P13	2014	8.06	6.86	2.91		1.9	1	0	51	2.5	0.35	0.36	1.5	0.28	0.6	647	10
P13	2014	7.9	8.41	6.5		5.7	1	0	29	2	0.35	0.255	0.2	0.01	0.6	209	10
P13	2017	8.1	8.22	2.27	0.016	11	2.85	790	8	3	0.09	0.04	0.01	0.012	0.1	186	5
P13	2018	8	6.8	11	0.06	9.5	0.05	1.8	42	4	0.48	0.14	1	0.005	1.1	36	5
P13	2018	8.2	6.41	13.88	0.02	7.3	0.05	23	42	63.3	0.27	0.55	1.6	0.005	0.19	582	16
P13	2019	8.88	8.78	19.4	0.013	5.87	13.43		3	0.88	0.59	0.031	0.5	0.004	0.04	244	59
P13	2019	7.92	7.16	10	0.005	21.49	8.01	20	57.8	1.1	0.725	0.1	1.4	0.017	1.108	183	19.73
P13	2019	8.07	8.9	17	0.005	12.5	10.49	10	72.9	2	0.685	0.087	0.1	0.109	0.933	237	38.75
P13	2019	7.39	5.75	15.3	0.098	13.5	41.92	1400	125.3	2.1	0.777	0.1	1.5	0.379	1.57	209	56.55
P13	2020	8.3	7.1	8.96	0.038	8	10.95	45	41.5	1.6	0.089	0.067	1	0.946	0.94	89	4.07

P13	2020	7.32	7.2	11	0.1	4	10.95	330	10.5	3.3	0.78	0.1	1.3	0.01	0.29	173	2.72
P13	2020	7.99	5.71	19	0.001	1.5	8.77	45	82.9	2.5	0.256	0.002	1.26	0.036	0.22	184	13.99
P14	2017	7	5.45	4.79	0.014	0.5	0	1.8	11	2	0.04	0.04	0.06	0.009	0.6	115	5
P14	2018	7.6	6.1	14	0.02	9.5	0.05	1300	38	2.8	0.36	0.1	1	0.005	0.8	35	5
P14	2018	7.9	3.24	2.62	0.001	8.2	0.05	17	14	33.7	0.3	0.01	0.7	0.016	0.05	234	11
P14	2019	7.64	6.96	6.5	0.008	5.63	4.44		17	1.22	0.575	0.077	1.5	0.087	0.54	253	60
P14	2019	7.3	7.35	4.1	0.005	3	0.53	230	43.7	1.7	0.787	0.015	1.3	0.15	0.915	198	7
P14	2019	7.11	7.9	6.6	0.005	11	0.8	45	33.5	3.1	0.563	0.022	0.6	0.067	0.912	262	41.73
P14	2019	7.18	7.39	6.8	0.007	9	1.07	1700	116.3	2.2	0.7	0.066	3.8	0.048	1.086	210	56.95
P14	2020	8.3	8.2	11.3	0.03	14.5		110	26.1	2	0.114	0.011	1	0.022	1.11	100	7.96
P14	2020	7	5.1	5.1	0.035	4	0.3	1400	16.7	2.8	0.119	0.015	1	0.013	0.2	173	3.51
P14	2020	7.36	2.11	24.5	0.001	5.5	0.1	18	29.5	1.5	0.2	0.002	1.72	0.032	0.92	143	11.88
P15	2011	7.76	5.64	6.2				150	48.25	0.78	0.05	0.004	0.2	0.002			4
P15	2011	7.75	9.58	7				1.1	7	0.455	0.06	0.006	0.1	0.003		387	3
P15	2012	7.42	8.26	6.7			32		14	0.28	0.05	0.0006	0.45	0.005	0.02	380	3
P15	2012	8.26	5.93	8.8				460	1	42	0.05	0.01	0.7	0.003	0.01	408	2
P15	2012	7.14	7.61	7.5			3	43	2	0.27	0.14	0.005	0.4	0.006	0.03	362	3
P15	2012	6.9	9	4.41		1		1100	41	1	0.01	0.022	0.2	0.004	0.68	407	1
P15	2013	7.37	5.79	296		1		11000	8408	2.5	0.01	0.353	0.1	0.001	0.1	390	1
P15	2013	6.57	10.51	3.2		1		11000	3.6	2	0.101	0.007	0.4		0.001	418	1
P15	2013	7.86	7.03	48.8		1		430	16.7	1.7	0.045	0.007	0.9	0.001	1.33	336	1
P15	2014	8.31	8.22	0.8		0.5	1	92	11.1	1.6	0.039	0.007	0.1	0.01	0.74	388	1
P15	2014	7.96	7.95	76.8		0.5	1	240	15.8	2	0.01	0.007	0.2	0.01	0.6	377	10
P15	2014	8.36	9.9	11.6		2.4	1	68	81	2	0.03	0.007	0.1	0.01	0.6	1288	10
P15	2018	7.6	6.92	7.64	0.016	13	0.05	17	8	2	0.01	0.01	0.01	0.005	0.5	28	5
P15	2018	7.8	6.47	6.97	0.02	7.3	0.06	79	18	2	0.04	0.01	0.3	0.005	0.02	25	5
P15	2019	7.32	6.52	10.9	0.008	5.28	0.16		22	1.16	0.009	0.01	0.3	0.005	0.59	23	2
P15	2019	7.61	7.36	7.1	0.006	1	0.3	16000	72.9	1.6	0.06	0.019	1.2	0.029	0.921	36	5.21
P15	2019	8.31	6.7	4.1	0.005	14	0.53	330	33.3	1.9	0.15	0.007	0.9	0.004	0.927	44	2
P15	2019	7.21	5.24	8.9	0.122	11.5	0.62	790	29.2	2	0.04	0.042	3.7	0.006	0.628	20	4.44
P15	2020	6.9	7.8	2.8	0.022	3.5	0.3	330	36.6	0.8	0.061	0.024	1.7	0.094	0.533	22	2
P15	2020	6.56	6.9	33.8	0.011	3.5	0.1	170	7.1	1.6	0.263	0.002	1.1	0.01	0.17	10	4.7
P15	2020	7.92	6.9	34.03	0.001	5.5	0.1	230	34	0.6	0.291	0.002	0.79	0.01	0.19	48	6.02
P16	2017	7	5.74	3.88	0.03	0.5	0	2.3	7	2	0.04	0.04	0.01	0.004	0.3	199	5
P16	2018	8.4	8.5	14	0.06	20.4	0.05	7.8	246	2	0.08	0.04	1	0.005	0.8	62	5
P16	2018	8.1	5.57	1.27	0.132	7.3	0.05	1.8	5	2	0.2	0.01	0.3	0.013	0.07	219	9
P16	2019	8.05	7.02	2.8	0.008	5.87	0.97		15	1.27	0.367	0.048	1.3	0.005	0.38	203	53
P16	2019	7.71	7.47	3.4	0.01	2	2.4	230	38.2	1.4	0.656	0.023	1.4	0.051	0.92	99	8.09
P16	2019	6.88	8.5		0.018	9.5	0.8	390	32.3	5	0.645	0.025	0.4	0.008	0.904	234	46.01
P16	2019	7.2	7.96	12.6	0.031	5	0.3	1100	102.8	1.8	0.742	0.007	1.5	0.786	3.843	188	31.77
P16	2020	7.5	7.2	11.7	0.07	1	11.21	230	73.7	2.2	0.055	0.038	3.2	0.335	1.313	70	4.84
P16	2020	7.63	6.9	2.1	0.075	3.5	0.53	1200	31.4	1.2	0.059	0.042	1.8	0.01	1.17	138	2
P16	2020	7.92	5.07	10	0.001	5.5	0.1	18	36.9	0.7	0.264	0.002	1.57	0.01	0.2	83	14.42
P17	2018	7.6	6.8	13	0.024	8.5	0.05	33	36	2	0.18	0.02	1	0.005	0.5	11	5
P17	2019	7.96	6.48	4.5	0.01	6.57	0.14		13	0.84	0.334	0.027	1	0.004	0.48	212	55

P17	2019	7.44	6.2	6.8	0.005	1	0.3	110	57	1.3	0.607	0.01	0.6	0.047	0.897	141	4.18
P17	2019	7.13	7.8	1.6	0.005	12	0.3	700	39	1.9	0.563	0.068	0.3	0.004	0.907	244	49.94
P17	2019	6.85	7.84	32.8	0.097	3.5	0.3	54000	60	2.3	0.329	0.023	1.5	0.031	1.972	73	12.63
P17	2020	7.6	6.9	11.5	0.093	5.5	3.47	790	57.1	2.2	0.05	0.048	1.2	0.338	1.278	79	11.18
P17	2020	7.19	7.6	2.7	0.096	3.5	0.1	18	53.8	1.2	0.055	0.052	3.8	0.012	0.68	166	2
P17	2020	7.59	5.26	12.1	0.001	4	0.53	18	30.3	1.1	0.312	0.039	1.32	0.022	0.36	91	2