

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UNB PLANALTINA
MESTRADO PROFISSIONAL EM REDE NACIONAL EM GESTÃO E REGULAÇÃO
DE RECURSOS HÍDRICOS – PROFÁGUA UNB

RANIELLE LINHARES DA SILVA

**TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE CHORUME DE ATERROS
SANITÁRIOS: O CASO DE BRASÍLIA**

BRASÍLIA (DF)

2023

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UNB PLANALTINA
MESTRADO PROFISSIONAL EM REDE NACIONAL EM GESTÃO E REGULAÇÃO
DE RECURSOS HÍDRICOS – PROFÁGUA UNB

RANIELLE LINHARES DA SILVA

TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE CHORUME DE ATERROS
SANITÁRIOS: O CASO DE BRASÍLIA

Dissertação apresentada à Universidade de Brasília (UnB) como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre do Programa Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua).

Área de concentração Regulação e Governança de Recursos Hídricos.

Linha de pesquisa: Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Carlos José Sousa Passos

BRASÍLIA (DF)

2023

RANIELLE LINHARES DA SILVA

**TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE CHORUME DE ATERROS
SANITÁRIOS: O CASO DE BRASÍLIA**

Banca examinadora:

Prof. Dr. Carlos José Sousa Passos
Presidente

Prof.^a Dr.^a. Lucijane Monteiro de Abreu
Membro Interno

Prof.^a Dr.^a. Isabela Lustz Portela Lima
Membro Externo

BRASÍLIA (DF)

2023

AGRADECIMENTOS

Cursar um mestrado é, desde muito tempo, um sonho. Realizar esse sonho em uma das melhores universidades do País é ainda mais gratificante. Gostaria de dedicar esse momento para expressar minha sincera gratidão a todo o corpo docente do Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua), bem como à Coordenação do Mestrado pelo excelente trabalho desempenhado.

Agradeço a Deus e a minha mãe Rosimeire, ao meu pai Francisco, ao meu irmão Rafael e a toda a minha família, por me manterem firme e segurarem em minhas mãos nos momentos difíceis, me fazendo acreditar que, com trabalho e fé, tudo é possível.

Agradeço de maneira especial meu orientador Dr. Carlos Passos. Sou verdadeiramente grato pelo tempo que você dedicou para revisar minhas tarefas, dar feedback construtivo e compartilhar seu conhecimento e experiência comigo. Sua orientação foi inestimável para moldar a minha jornada acadêmica e me ajudou a alcançar este marco significativo.

Essa jornada bem-sucedida não seria possível sem o apoio de diversos amigos que já fazem parte da minha família, que me acolheram em Brasília e fizeram, e fazem, meus dias mais leves e felizes. Cabe destacar: Iago, Glória, Glayson, Natália, Isadora e Matheus. Por falar em amigos, cabe destacar o Daniel Guedes, obrigado por ser uma fonte constante de inspiração e por acreditar em minhas habilidades. Seu apoio significou o mundo para mim e me deu confiança para perseguir meus sonhos.

Estou animado para embarcar na próxima fase da minha vida e estou ansioso pelas muitas oportunidades que estão por vir.

RESUMO

Em 17 de fevereiro de 2017, foi inaugurado o Aterro Sanitário de Brasília (ASB), com 720 mil metros quadrados, possuindo capacidade para o recebimento de 8,13 milhões de toneladas de resíduos. O ASB foi construído com tecnologias para evitar a contaminação de lençóis freáticos, bem como a poluição sonora e atmosférica. A decomposição dos resíduos que chegam diariamente ao aterro gera o chorume, um líquido com alta carga poluente. Inicialmente esse efluente era armazenado em lagoas e o excedente tratado pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB), na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Samambaia. Entretanto, em junho de 2019, a CAESB informou da impossibilidade de continuar com o recebimento do efluente e o Serviço de Limpeza Urbana (SLU), Autarquia responsável pela gestão do aterro sanitário, contratou uma empresa que realiza o tratamento desse efluente e em seguida o lança no Rio Melchior. Com isso, o presente trabalho teve como objetivo analisar o grau de aceitabilidade da qualidade dos efluentes lançados pela CAESB no rio Melchior, a partir de fevereiro de 2017, período que coincide com o envio do chorume do Aterro Sanitário de Brasília, que passou a ser misturado com os efluentes domésticos e industriais na ETE Samambaia e lançada no Rio Melchior após tratamento. Para tanto, a abordagem metodológica utilizada foi quantitativa, analisando-se documentos de outorgas e dados fornecidos mensalmente e/ou bimestralmente pela ADASA-DF, pelo Serviço de Limpeza Urbana (SLU), pelo IBRAM e pela CAESB, esta última responsável pelo monitoramento dos corpos receptores das ETES e que dispõe de análises de parâmetros físicos e químicos. Os dados foram selecionados através de análise por componentes principais e caracterizados por meio de uma análise estatística descritiva, com dados quantitativos de vazão, demanda bioquímica de oxigênio-DBO, demanda química de oxigênio-DQO, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, alcalinidade, dureza, acidez, cloreto, fósforo, ferro indicaram que não houve alteração na qualidade do efluente da CAESB após a interrupção do recebimento, mistura e tratamento do chorume do Aterro Sanitário de Brasília. As análises mostraram ainda que o tratamento do chorume realizado hoje pelo SLU possui alto padrão de eficiência, que faz com que esse efluente tenha baixo potencial poluidor ao ser lançado no Rio Melchior.

Palavras-chave: Rio Melchior. Carga orgânica. Resíduos Sólidos. Efluente.

ABSTRACT

On February 17, 2017, the Brasilia Sanitary Landfill (ASB) was inaugurated, with 720 thousand square meters, with capacity to receive 8.13 million tons of waste and was built with technologies to avoid contamination of groundwater as well such as noise and air pollution. The decomposition of waste that arrives daily at the landfill generates leachate, a liquid with a high pollutant load. Initially, this effluent was stored in ponds and the surplus was treated by COMPANHIA DE SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (CAESB), at the Sewage Treatment Station (ETE) in Samambaia. However, in June 2019, CAESB informed that it was impossible to continue receiving the effluent and the Urban Cleaning Service (SLU), the authority responsible for managing the landfill, hired a company that treats this effluent and then releases it on the Melchior River. With this, the present work aimed to analyze the degree of acceptability of the quality of the effluents released by CAESB in the Melchior River from February 2017, a period that coincides with the shipment of manure from the Landfill of Brasília, which started to be mixed with domestic and industrial effluents at ETE Samambaia and released into the Melchior River after treatment. For this purpose, the methodological approach used was qualitative and quantitative, analyzing grant documents and data provided monthly and/or bimonthly by ADASA-DF, by the Urban Cleaning Service (SLU), by IBRAM and by CAESB, the latter responsible for monitoring of the receiving bodies of the ETEs and that has analyzed physical and chemical parameters. Data were selected through principal component analysis and characterized by means of a descriptive statistical analysis, with qualitative and quantitative data on flow, biochemical oxygen demand-BOD, chemical oxygen demand-COD, ammoniacal nitrogen, dissolved oxygen, pH, turbidity, alkalinity, hardness, acidity, chloride, phosphorus, iron indicated that there was no change in the quality of the effluent from CAESB after the interruption of receiving, mixing and treating the slurry from the Landfill of Brasília, the analyzes also showed that the treatment of the slurry carried out today by SLU has a high standard of efficiency that means that this effluent has a low polluting potential when it is released into the Melchior River.

Keywords: Melchior River. Organic load. Solid Waste. Effluent

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Layout Aterro Sanitário de Brasília.....	16
Figura 2: Vista aérea do Aterro Sanitário de Brasília - ASB	17
Figura 3: Detalhamento dos Lançamentos de efluentes no Rio Melchior.....	19
Figura 4: Processo do sistema de tratamento de esgoto da ETE Melchior	19
Figura 5: Processo do sistema de tratamento de esgoto da ETE Samambaia	20
Figura 6: Etapas do Tratamento do Chorume	21

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Vazão do efluente tratado na ETE Samambaia.....	4
Gráfico 2: Variação dos níveis de DBO e DBQ do efluente tratado na ETE samambaia durante o período de janeiro de 2017 a janeiro de 2022	25
Gráfico 3: Variação dos níveis de DBO5 e DQO em águas superficiais (Montante) do rio Melchior durante os períodos de fevereiro de 2020 a dezembro de 2021.	26
Gráfico 4: Variação dos níveis de DBO5 e DQO em águas superficiais (Jusante 1) do rio Melchior durante os períodos de fevereiro de 2020 a dezembro de 2021	26
Gráfico 5: Variação dos níveis de DBO5 e DQO em águas superficiais (Jusante 2) do rio Melchior durante os períodos de fevereiro de 2020 a dezembro de 2021.	26
Gráfico 6: Concentração de DBO e DQO do efluente bruto.....	27
Gráfico 7: Concentração de DBO e DQO do efluente tratado	27
Gráfico 8: Histograma com a curva de densidade (n = 29) e o gráfico Normal Q-Q plot.	28
Gráfico 9: Histograma com a curva de densidade (n = 25) e o gráfico Normal Q-Q plot.	29
Gráfico 10: Histograma com a curva de densidade (n = 25) e o gráfico Normal Q-Q plot.	30
Gráfico 11: Histograma com a curva de densidade (n = 26) e o gráfico Normal Q-Q plot.	30
Gráfico 12: Histograma com a curva de densidade (n = 27) e o gráfico Normal Q-Q plot	31
Gráfico 13: Histograma com a curva de densidade (n = 26) e o gráfico Normal Q-Q plot.	31
Gráfico 14: Histograma com a curva de densidade (n = 14) e o gráfico Normal Q-Q plot.	32
Gráfico 15: Histograma com a curva de densidade (n = 25) e o gráfico Normal Q-Q plot.	33
Gráfico 16: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.	33
Gráfico 17: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.	34
Gráfico 18: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.	35
Gráfico 19: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.	36
Gráfico 20: Histograma com a curva de densidade (n = 18) e o gráfico Normal Q-Q plot.	36
Gráfico 21: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.	37
Gráfico 22: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.	37
Gráfico 23: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.	38
Gráfico 24: Histograma com a curva de densidade (n = 18) e o gráfico Normal Q-Q plot.	39
Gráfico 25: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.	39
Gráfico 26: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.	40
Gráfico 27: Histograma com a curva de densidade (n = 21) e o gráfico Normal Q-Q plot.	41
Gráfico 28: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.	42
Gráfico 29: Histograma com a curva de densidade (n = 18) e o gráfico Normal Q-Q plot.	42
Gráfico 30: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.	43
Gráfico 31: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot	43
Gráfico 32: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.	45
Gráfico 33: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.	46
Gráfico 34: Histograma com a curva de densidade (n = 20) e o gráfico Normal Q-Q plot.	48
Gráfico 35: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.	49
Gráfico 36: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.	51
Gráfico 37: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.	52
Gráfico 38: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estatísticas Descritivas da vazão do efluente tratado na CAESB	28
Tabela 2: Estatísticas Descritivas - Parâmetros DBO e DQO	28
Tabela 3: Estatísticas Descritivas e parâmetros DBO5 e DQO, por trecho.	32
Tabela 4: Estatísticas Descritivas – Parâmetros DBO e DQO, por tipo de efluente.	35
Tabela 5: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk para os dados da CAESB	38
Tabela 6: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk para os dados da SLU	41
Tabela 7: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk	44
Tabela 8: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk	46
Tabela 9: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk	47
Tabela 10: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk	52
Tabela 11: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk	54
Tabela 12: Definição dos testes utilizados de acordo com cada amostra.....	57
Tabela 13: Funções do R utilizadas para executar cada teste.....	58
Tabela 14: Comparação das medidas de cada amostra no formato média (desvio padrão) e mediana (mínimo – máximo) seguido do tamanho da amostra representada por “n”	58
Tabela 15: Resumo dos testes estatísticos entre as amostras de chorume recebidas pela CAESB e pelo SLU	59
Tabela 16: Comparação das medidas de cada amostra no formato média (desvio padrão) e mediana (mínimo – máximo) seguido do tamanho da amostra representada por “n”	60
Tabela 17: Testes estatísticos entre as amostras de chorume do efluente bruto e efluente tratado	60
Tabela 18: Comparação das medidas de cada amostra no formato média (desvio padrão) e mediana (mínimo – máximo) seguido do tamanho da amostra representada por “n”	60
Tabela 19: Testes estatísticos de chorume coletadas no Montante 50m, Jusante 1 e Jusante 2	61

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

CRH	Conselho de Recursos Hídricos
CBH	Comitê de Bacia Hidrográfica
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CNARH	Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos
Conama	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Conema	Conselho Estadual do Meio Ambiente
EE	Estação Elevatória
EEAB	Estação Elevatória de Água Bruta
EEAT	Estação Elevatória de Água Tratada
EEEB	Estação Elevatória de Esgoto Bruto
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
GIRH	Gestão Integrada de Recursos Hídricos
TI-PLANSAB	Grupo de Trabalho Interinstitucional de Acompanhamento da Implementação do Plano Nacional de Saneamento Básico
PERS	Plano Estadual de Resíduos Sólidos
PGIRS	Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PIGIRS	Plano Intermunicipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
Planares	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PNRH	Plano Nacional de Recursos Hídricos
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PERH	Plano Estadual de Recursos Hídricos
PNSB	Política Nacional de Saneamento Básico
Plansab	Plano Nacional de Saneamento Básico
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
PV	Poços de visita

BIOGRAFIA

Técnico em Edificações pelo IFRN- Campus Mossoró/RN, graduado em Engenharia Civil Pela Universidade Potiguar- UnP, pós-graduado em Engenharia Ambiental e Saneamento Básico pela Universidade Estácio de Sá e pós-graduado em Gestão de Recursos Hídricos pela faculdade Alfa América. Atualmente é servidor público e atua como Analista de Planejamento Urbano no Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal - SLU/DF. Possui vasta experiência na área ambiental, de saneamento e na gestão e regulação de recursos hídricos, tendo ocupado diversos cargos na Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do RN e participado como membro titular do CONERH e CONEMA e CONLURB.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	III
RESUMO	IV
ABSTRACT.....	V
LISTA DE FIGURAS.....	VI
LISTA DE GRÁFICOS.....	VII
LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....	IX
BIOGRAFIA	X
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 JUSTIFICATIVAS	4
3 PROBLEMÁTICA E HIPÓTESE DO ESTUDO.....	6
3.1 OBJETIVO GERAL.....	6
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
4 REFERENCIAL TEÓRICO	7
4.1 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	7
4.2 MÉTODOS E TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO E DE CHORUME.....	9
4.2.1 Lagoas de Estabilização.....	9
4.2.2 Lodos Ativados.....	10
4.2.3 Filtro Biológico	11
4.2.4 Disposição no Solo.....	11
4.2.5 Reatores Biológicos.....	12
4.2.6 Tratamentos Combinados.....	13
5 METODOLOGIA.....	13
5.1 TIPO E NATUREZA DA PESQUISA	13
5.2 PROCEDIMENTO DE COLETA E ANÁLISE DE DADOS	14
5.3 QUALIFICAÇÃO DOS DADOS COLETADOS	14
5.3.1 Área de Estudo.....	15
5.4 QUALIFICAÇÃO PROCEDIMENTAL	17
5.4.1 Tipo de Tratamento das Estações de Tratamento de Esgoto Samambaia e Melquior	17
5.4.2 Tratamento do Chorume: Empresa Hydros Ambiental.....	19
5.5 ESTATÍSTICAS INFERENCIAIS DOS DADOS.....	21
5.5.1 Verificação do Tipo de Distribuição de Dados.....	21
5.5.2 Normalidade do Conjunto ETE Samambaia e UASB	23

5.5.3	Normalidade do Conjunto Águas Superficiais, Montante 50 M	28
5.5.4	Normalidade do Conjunto Águas Superficiais, Jusante 1 (50 m).....	32
5.5.5	Normalidade do Conjunto Águas Superficiais, Jusante 2 (100 m).....	35
5.5.6	Verificação de Normalidade do Conjunto Percolado bruto.....	38
5.5.7	Normalidade do Conjunto Efluente de chorume Tratado.....	41
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
6.1	ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS	45
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	61
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
	APÊNDICES	72
	APÊNDICE A	72
	APÊNDICE B	73
	APÊNDICE C	75
	APÊNDICE D	77
	APÊNDICE E.....	78
	APÊNDICE F.....	79
	APÊNDICE G	80
	APÊNDICE H	81
	APÊNDICE I.....	82
	APÊNDICE J.....	83
	APÊNDICE K	84
	APÊNDICE L.....	86

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento desordenado da população nos centros urbanos e o consequente aumento do consumo de bens e serviços, um dos mais graves problemas de gestão a ser considerado na atualidade está relacionado ao controle e ao tratamento do esgoto sanitário e à destinação dos resíduos sólidos gerados (SOUSA, 2013). Após a disposição de resíduos sólidos em centros de coleta, sendo a maioria putrescível, gera-se, via processos bioquímicos, um líquido com alta carga orgânica, denominada chorume (JUCÁ, 2020). Uma vez que o chorume é gerado pela decomposição e umidade dos resíduos, aumentando-se o volume pela precipitação incidente, esse líquido se torna um percolado que pode atingir áreas de água superficial e subterrânea, gerando um grande impacto ambiental, se não for tratado de forma conveniente (ROCHA, 2005).

Esse percolado é de difícil tratamento, haja vista a alta composição de matéria orgânica, metais, nitrogênio e halogênios inorgânicos, assim como significativa e elevada heterogeneidade no que tange à composição advinda de diferentes resíduos, além das mudanças decorrentes do tempo de operação do aterro sanitário (SÁ; JUCÁ; MOTTA SOBRINHO, 2012). O tratamento do chorume pode ser feito juntamente com o esgoto doméstico, por exemplo, através de lagoas biológicas e recirculação. O chorume também pode ser tratado isoladamente por métodos de evaporação, processos biológicos aeróbicos e anaeróbicos, além de processos de separação por membranas, sendo necessário, de acordo com o cenário da região, definir o melhor método com base nas vantagens, desvantagens, custo e benefício para a população e ao meio ambiente (JUCÁ, 2003; ROCHA, 2005).

De fato, efluentes provenientes de esgoto doméstico e/ou de esgotos industriais também causam significativo impacto ambiental, sendo necessário tratamento adequado e eficiente. Os principais processos utilizados, atualmente, são as chamadas lagoas facultativas, os filtros aeróbicos, os lodos ativados e os reatores aeróbios e anaeróbios. Inicialmente o esgoto passa por um tratamento preliminar e posteriormente por tratamento em nível primário, secundário e até terciário (TIRABOSCHI, 2004).

Importante considerar que a composição do esgoto residencial é diversificada, apresentando substâncias orgânicas como proteínas, carboidratos, lipídios, ureia e sulfetos, além de substâncias inorgânicas, como areia e minerais. Já o efluente industrial é diversificado e depende da particularidade de cada segmento, devendo-se atentar principalmente para os segmentos de químicos e de alimentos (CARVALHO *et al.*, 2020).

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio Descoberto, localizado

principalmente na região oeste do Distrito Federal - DF, sendo composta por corpos hídricos que variam da classe 1 à classe 4, dependendo da quantidade e qualidade dos efluentes que recebem (CTPA/CRH-DF, 2014). Essa bacia hidrográfica recebe, continuamente, diversos efluentes tratados das Estações de Tratamento de Esgoto - ETEs da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal - CAESB, de origem doméstica, além de efluentes de origem industrial, agrícola e de aterro sanitário, possuindo, portanto, cargas diferentes de micronutrientes/macronutrientes poluidores, que afetam a preservação do ambiente externo e interno, abrangido pelo rio (CARMO; BOAVENTURA; OLIVEIRA, 2005).

O Aterro Sanitário de Brasília - ASB, inaugurado em 17 de fevereiro de 2017, possui capacidade para receber 8,13 milhões de toneladas de resíduos sólidos. Possui 720 mil metros quadrados e foi construído com tecnologias para evitar a contaminação dos lençóis freáticos e as poluições sonora e atmosférica. O tratamento de chorume gerado pelo ASB inicialmente era feito pela CAESB, juntamente com o esgoto doméstico, mas atualmente é feito por empresa privada contratada pelo SLU, tendo-se por base os parâmetros da outorga emitida pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal - ADASA/DF e os parâmetros da Autorização Ambiental do Instituto Brasília Ambiental - IBRAM. O efluente, após o tratamento, é lançado no Rio Melchior (Bacia do Rio Descoberto) (SLU, 2023).

A ADASA desempenha um importante papel, visto que é o órgão responsável por gerir os corpos hídricos do Distrito Federal e a qualidade do sistema de saneamento básico da região, por meio de regulação das águas e dos serviços públicos de saneamento. Nesse sentido, a agência estabelece parâmetros de lançamento, com base nos limites estabelecidos pelas Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n. 430/11, que trata do lançamento de efluentes, e n. 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água.

Com isso, o presente trabalho visa analisar o grau de aceitabilidade da qualidade dos efluentes lançados pela CAESB no rio Melchior, a partir de fevereiro de 2017, período em que foi iniciado o recebimento do chorume do ASB, para tratamento conjunto com efluentes domésticos, na ETE de Samambaia, com posterior lançamento no Rio Melchior. A análise prossegue com o estudo dos efluentes, a partir de julho de 2019, momento em que houve a suspensão do recebimento do chorume pela CAESB. Além disso, este estudo buscou avaliar a influência do chorume na qualidade do efluente lançado e os possíveis reflexos na qualidade da água nas proximidades do ponto de lançamento. Nesse sentido, foi avaliado

o o grau de aceitabilidade dos mesmos parâmetros, a partir de outubro de 2019, quando o SLU assumiu o tratamento do chorume.

Esta pesquisa se encontra estruturada em quatro eixos de análise. O primeiro apresenta a contextualização teórica que aborda conceitos a este estudo, isto é, avalia o conceito e estrutura da chorume, bem como traz uma revisão acerca de métodos e técnicas de análise e tratamento. Logo após, tem-se a apresentação da metodologia científica, evidenciando o tipo de pesquisa realizada, a sua natureza e os dados analisadas. Logo após, tem-se a seção de resultados e discussão (onde objetivos da pesquisa são limitados) e, por fim, das considerações finais, com uma conclusão acerca da temática.

2 JUSTIFICATIVAS

O enquadramento de um rio é de extrema importância para a preservação desse recurso vital. O enquadramento consiste na definição de limites e metas de qualidade da água, estabelecidos por órgãos reguladores, que devem ser alcançados e mantidos ao longo do tempo. Essa prática é fundamental para garantir a integridade ecológica do rio, bem como a qualidade de vida das comunidades que dependem dele.

Ao estabelecer padrões de qualidade para o rio, o enquadramento cria uma referência clara para a gestão dos recursos hídricos. Isso permite que sejam implementadas medidas efetivas de controle da poluição, conservação dos ecossistemas aquáticos e recuperação de áreas degradadas. Além disso, o enquadramento proporciona transparência e responsabilização, uma vez que estabelece metas mensuráveis que devem ser alcançadas pelas autoridades competentes. O enquadramento também desempenha um papel importante na conscientização da população sobre a importância da preservação dos rios. Ao estabelecer metas e limites claros, a comunidade passa a compreender a necessidade de adotar práticas sustentáveis, evitar a poluição e promover a conservação dos recursos hídricos. Isso fortalece a participação e o engajamento da sociedade na proteção dos rios, tornando-os responsáveis pelo seu uso adequado e pela manutenção da sua qualidade.

Ademais, o enquadramento contribui para a proteção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados aos rios. Ao estabelecer metas de qualidade, busca-se preservar os habitats aquáticos e as espécies que dependem desses ecossistemas. Isso assegura a manutenção da saúde e da resiliência dos rios, bem como benefícios como a regulação do clima, a melhoria da qualidade do ar e a oferta de água limpa para abastecimento humano e atividades econômicas.

Após a Resolução nº 2, de 17 de dezembro de 2014, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos do DF (CRH/DF), os rios podem ser classificados em diferentes categorias de acordo com sua qualidade, como água potável, água para recreação, água para irrigação agrícola, água para vida aquática, entre outros. Essas classificações são estabelecidas com base em normas e padrões de qualidade definidos pelas autoridades ambientais responsáveis.

o Rio Melchior passou a ser categorizado como pertencente à classe 4 cuja a finalidade é navegação e harmonia paisagística. A classificação de rios em termos de qualidade da água geralmente envolve uma análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água

para determinar seu estado de poluição e capacidade de suportar diferentes usos.

O Rio Melquior, além do efluente de esgoto e de diversos outros efluentes, desde o ano de 2017, recebe o efluente tratado de chorume. De 2017 a 2019 o chorume era tratado juntamente com o esgoto doméstico, pela CAESB, e a partir de 2019, passou a ser tratado isoladamente, por empresa contratada pelo SLU, haja vista que a CAESB interrompeu o recebimento do lixiviado do ASB.

A Bacia do Rio Descoberto desempenha um papel fundamental no abastecimento de água do Distrito Federal, tornando-se uma fonte vital para o suprimento de água potável para a região. Compreender a importância dessa bacia é essencial para garantir a sustentabilidade ambiental e o bem-estar da população local. No entanto, a preocupação dos especialistas com a poluição dessa bacia é um alerta significativo.

A qualidade da água na Bacia do Rio Descoberto tem sido comprometida devido a diversas formas de poluição, como o lançamento inadequado de resíduos sólidos, o uso excessivo de fertilizantes e agrotóxicos na agricultura, o despejo de esgotos sem tratamento e a erosão do solo. Esses fatores contribuem para a degradação da qualidade da água, afetando não apenas a fauna e a flora locais, mas também a saúde e o bem-estar das comunidades que dependem dessa bacia.

A preservação e a recuperação da Bacia do Rio Descoberto são de extrema importância para evitar consequências graves. Especialistas alertam que a poluição contínua compromete a disponibilidade de água potável, o equilíbrio ecológico e a capacidade de manter a vida aquática. Além disso, a contaminação da água pode levar a problemas de saúde para a população, aumentando os riscos de doenças transmitidas pela água.

Diante disso, é crescente a preocupação dos órgãos de gestão, de regulação e de controle, como a ADASA-DF e o Ministério Público do Distrito Federal e Territórios (MPDFT), com a qualidade das águas do Rio Melchior, que é um importante afluente do Rio Descoberto. Um dos fatores potencializadores da preocupação dessas instituições e da sociedade em geral, é a possibilidade do lançamento de efluentes no Rio Melchior/Descoberto contribuir para a eutrofização do Lago Corumbá IV, que fica localizado no estado de Goiás, na região sul dessa bacia. Este lago é apontado como fundamental para a garantia da segurança hídrica do DF e do Entorno, pelos próximos 30 anos. Inclusive, em 16 de set/2020, as obras do sistema produtor de água do Corumbá já estavam 97% concluídas.

Esse sistema beneficiará cerca de 2,5 milhões de habitantes. Assim, faz-se necessário estudo da composição de efluentes lançados nesses mananciais.

Considera-se, ainda, que a falta de critérios técnicos na implantação e operação de um aterro sanitário pode conferir-lhe características indesejáveis, de modo a trazer sérios riscos à saúde da população e ao meio ambiente. No caso, o desenvolvimento de estudos que visem avaliar a eficiência de novas metodologias de tratamento, e nesse caso, discutir sobre a experiência de Brasília com a implantação do ASB, agregará na tomada de decisão dos agentes envolvidos na gestão dos resíduos, possibilitando correto planejamento e estruturação de aterros sanitários.

3 PROBLEMÁTICA E HIPÓTESE DO ESTUDO

Enquanto problemática, tem-se a seguinte avaliação: “como a mistura do chorume do ASB com o esgoto doméstico, que ocorreu de fevereiro de 2017 até junho de 2019, pode influenciar na eficiência de tratamento e na qualidade do efluente tratado pelo SLU e lançado no Rio Melchior?”.

Considerando esta pergunta, este estudo levantou a seguinte hipótese (H_0): a mistura do esgoto, promovida a partir de 2019, impactou substancialmente na composição do efluente da ETE de Samambaia.

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência da mistura do chorume bruto do ASB com o esgoto doméstico, a qual foi realizada no período de fevereiro de 2017 até junho de 2019, no que diz respeito à sua natureza físico-química, bem como as características desses dois efluentes brutos (chorume e esgoto) tratados separadamente, a partir de junho de 2019 até dezembro de 2021, pelo SLU e pela CAESB, respectivamente afim de avaliar o impacto dos tratamentos na qualidade final do efluente e conseqüentemente como estes podem impactar o Rio Melchior.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

– Avaliar a qualidade dos efluentes brutos domésticos e industriais (misturados ao chorume do ASB bruto) do DF entre fevereiro de 2017 e junho de 2019 que após tratamentos eram em seguida lançados no Rio Melchior;

- Analisar a qualidade dos efluentes domésticos DF sem a mistura com o chorume, bem como a eficiência das ETEs da CAESB antes do lançamento no Rio Melchior;
- Avaliar a eficiência do tratamento de chorume realizado na Estação de Tratamento

4 REFERENCIAL TEÓRICO

Nesta seção, são abordados os impactos decorrentes da poluição ambiental originada pela disposição de resíduos sólidos e os principais métodos e técnicas de tratamento de esgoto doméstico e de chorume de aterros sanitários.

4.1 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

O chorume dos aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) é o resultado do processo de biodegradação da parte orgânica desses resíduos e da infiltração da água da chuva, que dissolve os componentes orgânicos e inorgânicos. Portanto, o determinante da vazão de lixiviado no aterro é a quantidade de água da chuva infiltrada, sendo que as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do lixiviado são definidas pelas características dos resíduos do aterro (MORAVIA *et al.*, 2009).

O lixiviado contém componentes orgânicos e inorgânicos, mas também substâncias tóxicas, que se originam do recebimento de resíduos industriais. (ANDRADE, 2002). Se tais substâncias perigosas entrarem em contato com águas subterrâneas ou superficiais, além de serem prejudiciais quando se volatizam, também causarão danos ao meio ambiente. Esses efeitos prejudiciais podem se estender a plantas aquáticas e comunidades animais, além das populações humanas que os utilizam (ANDRADE, 2002).

Além disso, o lixiviado contém uma alta concentração de nitrogênio amoniacal, fato que causa diversos problemas, pois se for despejado no curso d'água, sem tratamento prévio, ele estimulará o crescimento de algas, causará o esgotamento do oxigênio dissolvido e causará toxicidade, que prejudicará a biota do ecossistema aquático. Em sistemas de tratamento biológico, altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem causar problemas de odor e são tóxicas para as bactérias deteriorantes, essenciais à cultura e ao meio (BARKER; STUCKEY, 1999).

O lixiviado de aterro pode ser definido como um líquido produzido pela umidade natural

e pela água presente na matéria orgânica residual, produtos da biodegradação de materiais orgânicos e da percolação de água dentro da camada de cobertura e unidade de aterramento. A NBR 8849/1985 (ABNT, 1985) utiliza o termo "lixiviação" para definir o lixiviado: um líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas em resíduos sólidos, com cor escura, cheiro desagradável e alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado dependem do tipo de resíduo que chega no aterro, do grau de decomposição, do clima, da estação do ano, da idade e da profundidade do aterro e do tipo de operação. Portanto, pode-se dizer que a composição do chorume pode variar muito de um local para outro, e entre o mesmo local, a depender da estação do ano. (REINHART; GROSH, 1998). Porém, a composição do lixiviado é mais diretamente afetada pelas características do resíduo e pelo grau de decomposição. A taxa e as características de produção de líquido e biogás variam ao longo do processo de biodegradação, refletindo os processos que ocorrem no aterro. A duração dessas etapas depende das condições físicas, químicas e microbiológicas que se desenvolvem ao longo do tempo (POHLAND; HARPER, 1986; REINHART; GROSH, 1998).

O projeto de sistemas de drenagem, armazenamento e tratamento de efluente para aterros exige uma estimativa aproximada da quantidade de lixiviado produzido. Além disso, uma melhor compreensão do fluxo de água em aterros é particularmente importante para avaliar a degradação de resíduos e a produção de biogás (MORAVIA *et al.*, 2009). Fatores incontornáveis, como a precipitação incidente e a taxa de degradação dos resíduos sob a ação de microrganismos, dificultam a estimativa precisa da quantidade de lixiviado produzido. Métodos para estimar o volume de lixiviado foram desenvolvidos e aprimorados. Castilhos Júnior *et al.* (2003) apontam que os métodos mais utilizados são o método suíço e o método do balanço hídrico.

Dito isto, a caracterização de efluentes biológicos geralmente pode ser realizada em três níveis: identificação individual de compostos, identificação de categorias de compostos e determinação de parâmetros coletivos específicos e não específicos, conforme é assumido por Barker e Stuckey (1999). Parâmetros de conjunto não específicos ou convencionais são métodos padronizados na literatura e geralmente são usados para caracterizar os efluentes. Parâmetros coletivos específicos, tais como o DQO inerte, a biodegradabilidade aeróbia e a distribuição de peso molecular, são métodos de caracterização encontrados na literatura, ainda não padronizados e fornecem informações para propriedades específicas do efluente (MORAVIA *et al.*, 2009).

4.2 MÉTODOS E TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO E DE CHORUME

O saneamento básico sempre esteve ligado ao desenvolvimento humano, desde o momento em que a comunidade percebe que a poluição da água representa uma ameaça à saúde, são tomadas medidas para eliminar o desperdício e obter água potável (POLIDO, 2013). Além da qualidade de vida da população, as instalações de saneamento básico ajudam a proteger o meio ambiente, a saúde pública e proporcionam dignidade ao indivíduo. No Brasil, este é um direito garantido pela Constituição e é definido pela Lei 11.445/2007 como um conjunto de serviços, infraestrutura e meios operacionais para abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana, resíduos sólidos e gestão de águas pluviais. Avanços significativos ainda precisam ser feitos, principalmente no que se refere ao esgoto doméstico (POLIDO, 2013).

Existem várias formas de tratamento e destinos adequados para o esgoto doméstico, sendo a eficiência e o custo de implantação e de manutenção diferentes. Portanto, é necessário realizar análises e planejamentos específicos para aplicar, desenvolver ou ajustar a tecnologia de processamento existente, de acordo com a situação real e as condições locais (COLARES; SANDRI, 2013).

A ETE Samambaia, localizada na área de estudo, possui sistema de tratamento composto por tratamento preliminar, para remoção de sólidos grosseiros e areia, sistema de tratamento biológico, constituído de reatores UASB, que se encontram no interior da lagoa facultativa, promovendo digestão anaeróbia e sedimentação, de lagoa de alta taxa, em que estabiliza de forma aeróbia a matéria orgânica e contribui para a inativação de microrganismos patogênicos e acréscimo da remoção de nutrientes, e de lagoa de maturação, melhorando a qualidade do efluente. Ao final do tratamento é feito o polimento químico por flotação a ar dissolvido.

4.2.1 Lagoas de Estabilização

As lagoas facultativas para o tratamento de esgoto (também chamadas de lagoa de estabilização) são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica ocorre em duas camadas simultaneamente, sendo a superior aeróbia e a inferior anaeróbia. De fato, é um dos métodos de tratamento de esgoto mais comumente usados nos países em desenvolvimento (YÁNEZ, 2000). Segundo relatos da literatura, até 2004, em Brasília, das 16 estações de tratamento de esgoto (ETE) administradas pela CAESB, 10 utilizavam,

parcial ou totalmente, a técnica de lagoa de estabilização (PERÍGOLO, 2004). As lagoas são muito utilizadas por serem um processo natural de tratamento de efluentes, com baixos custos de manutenção e instalação. Além disso, a técnica é capaz de fornecer boa eficiência na remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos (ANDRADE, 2004).

Lagoas de estabilização são uma das maneiras mais fáceis de tratar esgoto, e há muitas variantes: as lagoas facultativas; sistemas de lagoas anaeróbicas, seguidas por lagoas facultativas; lagoas aeradas facultativas e sistemas de lagoas aeradas totalmente misturados e, em seguida, lagoas de sedimentação (CASAROTTI, 2012). As lagoas facultativas são responsáveis por um processo mais simples, que se resume a reter o esgoto por um período de tempo suficiente para que o processo de estabilização da matéria orgânica ocorra naturalmente (CASAROTTI, 2012). No entanto, apesar dos benefícios, o tratamento é lento, pois a atividade biológica é muito afetada pelas condições naturais, e requer disponibilidade de grandes áreas. Portanto, esse método de tratamento é mais adequado para locais onde a terra é barata e o clima é adequado.

4.2.2 Lodos Ativados

Um sistema de lodo ativado consiste em complexa associação de microrganismos constituídos por bactérias, protozoários e fungos, que oxidam compostos orgânicos e inorgânicos presentes em águas residuárias (BENTO *et al*, 2005; DAVIES, 2005). A comunidade biológica estabelecida é dinâmica e essencial no tratamento, cada microorganismo tem seu papel para o bom funcionamento do mesmo (AMMAN; GLOCKNER; NEEF, 1997). A estrutura desta comunidade está fortemente relacionada com as condições operacionais, com a qualidade e a quantidade de águas residuais fornecidas (VAZOLLÉR *et al*, 1989), de forma que a avaliação microbiológica do lodo é capaz de fornecer informações sobre o desempenho da ETE (POOLE, 1984). Mudanças nas condições ambientais da composição do fluxo de entrada para o reator, ou mesmo da operação da estação, podem levar a alterações na comunidade de lodo, afetando os processos de biodegradação e, assim, reduzindo a qualidade do efluente tratado (MADONI *et al*, 1996; FORNEY *et al.*, 2001; DALZELL *et al.*, 2002).

Quando a qualidade do efluente mais alta e a área útil reduzida são necessárias, os sistemas de lodo ativado são usados para aproveitar a maior complexidade operacional, aumentando assim o consumo de energia. Em áreas de clima quente, o uso de reator a montante de leito de lodo anaeróbio (UASB) pode ser uma solução de tratamento secundário (SOUSA,

2013).

O sistema de lodo ativado é amplamente e sistematicamente usado em muitos países e pode ser adaptado para incluir a remoção biológica de nitrogênio e fósforo. No método de lodo ativado, o esgoto afluente e o lodo ativado são misturados, agitados e aerados em um reator, o lodo ativado é separado do esgoto e, em seguida, sedimentado em um decantador. O lodo separado é devolvido ao processo ou removido para tratamento específico e disposição final (TIRABOSCHI, 2004). No sistema tradicional, parte da matéria orgânica é removida antes da aeração, através do decantador primário, para utilizar a energia do próprio efluente. A idade do lodo é de 4 a 10 dias, e o tempo de retenção hidráulica é de 6 a 8 horas. A biomassa removida durante este período precisa ser estabilizada, pois contém matéria orgânica em suas células. Essa estabilização é conseguida pela remoção de água, reduzindo o lodo que deve ser processado e passado pelo digestor (SOUSA, 2013).

4.2.3 Filtro Biológico

O filtro biológico consiste em um leito de pedra ou outros materiais inertes, com tamanho, formato e vazios adequados, permitindo que o ar circule livre/forçadamente no leito. O dispositivo de distribuição é geralmente giratório e descarrega o esgoto, que flui através do leito para formar um meio filtrante. Embora raramente usado no Brasil, em filtros biológicos aeróbios, a DBO é estabilizada por bactérias aderidas às pedras, e o líquido penetra entre as pedras e escorre pelo fundo do tanque. Quando a carga é reduzida, bactérias se autodigerem, estabilizando o sistema (TIRABOSCHI, 2004).

4.2.4 Disposição no Solo

O tratamento de esgoto através da aplicação no solo é o considerado a metodologia mais antiga para disposição de resíduos, baseando-se na elevada capacidade biodegradante dos solos (SANTAELLA *et al.*, 2007). A técnica tem por objetivo alcançar um grau específico de depuração através de processos naturais físicos (sedimentação, filtração, radiação, volatilização e desidratação), químicos (oxidação e reações químicas, precipitação, adsorção, troca iônica e complexação) e biológicos (biodegradação e predação), dentro da matriz solo-água-planta e, ao mesmo tempo, recuperar a água com fins de reuso. O tratamento ocorre enquanto o esgoto aplicado percola o solo (ANGELAKIS, 2001).

A aplicação de esgoto no solo pode ser vista como uma forma de tratamento estratificado

(primário, secundário e terciário), ou como método de disposição final. Os métodos mais comuns são infiltração lenta, rápida e subterrânea e escoamento superficial. A penetração lenta requer a maior área de superfície, mas é o sistema natural mais eficaz. O esgoto é borrifado no solo para fornecer nutrientes às plantas. Na infiltração rápida, o esgoto é depositado em bacias rasas e a aplicação é feita de forma intermitente. Na infiltração subterrânea, o esgoto (pré-tratado) é aplicado abaixo da superfície, e o ponto de infiltração é preenchido com meio poroso, onde é tratado. No escoamento superficial, o esgoto é despejado em terrenos com certa inclinação, até cair na vala no fundo (TIRABOSCHI, 2004).

4.2.5 Reatores Biológicos

Reatores biológicos podem ser aeróbios ou anaeróbios, em função da ausência ou presença de oxigênio, o que determina a composição dos microrganismos. Ambos são usados na redução de poluentes orgânicos (DBO), nitrogênio (N) e fósforo (P). Um efluente é considerado passível de tratamento biológico quando a relação entre DQO e DBO é menor que 2.

O tratamento dos efluentes gera uma água com qualidade variável, de acordo com a necessidade e os parâmetros estabelecidos na legislação. Em Brasília, o tratamento de chorume realizado na ETE Samambaia, pela CAESB, foi feito com utilização do reator anaeróbio de fluxo ascendente, UASB. Esses reatores são usados em todo o mundo para tratar vários tipos de efluentes (DORN; FLAMME; NELLES, 2012; JIANG; LIU; HAN, 2016). Desde o início dos anos 1970, muitos aspectos do processo anaeróbico foram explorados, com a finalidade de melhorar o desempenho do reator (CHONG *et al.*, 2012; COURAS *et al.*, 2015; SANTANA *et al.*, 2016).

A técnica se baseia no tratamento anaeróbio de matéria orgânica, consistindo em uma coluna de fluxo ascendente composta por zona de lixiviação, uma zona de precipitação e um dispositivo de separação gás-sólido-líquido (AFRIDI *et al.*, 2018). O efluente escoava para o reator e, após ser distribuído ao longo de seu fundo, segue um caminho ascendente, desde sua parte mais baixa, até encontrar a manta de lodo, onde o conteúdo orgânico é misturado, biodegradado e digerido anaerobicamente (AFRIDI *et al.*, 2018), pela ação de microrganismos. Durante esse processo, ocorre a geração de subprodutos como metano, gás carbônico e gás sulfídrico. Ainda em escoamento ascendente e através dos canais determinados pelo projeto dos dispositivos de coleta de gases e de sedimentação, o esgoto atinge a zona de sedimentação (AFRIDI *et al.*, 2018).

4.2.6 Tratamentos Combinados

Vários processos de tratamento de efluentes como esgoto e chorume têm sido estudados e implantados, mas pelas dificuldades de tratamento, decorrentes de suas características físico-químicas, quase todos os processos conhecidos são considerados como pré-tratamento, pois não apresentam um efluente final de qualidade compatível com a legislação vigente, o que impede o lançamento direto no corpo receptor (MANNARINO *et al.*, 2010).

Neste sentido, no ASB, o tratamento realizado pelo SLU (Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal), na Estação de Tratamento de Chorume, se baseia no tratamento químico-biológico. O tratamento combinado de chorume com esgoto doméstico, em uma estação de tratamento de esgoto (ETE), é adotado em vários países, a fim de reduzir custos operacionais de aterros sanitários, pois o custo do tratamento de chorume pode ser bastante alto (MARTTINEN; KETTUNEN; RINTALA, 2003).

Em Brasília, o sistema combinado se inicia com sistema de pré-tratamento, que consiste em tratamento químico, com uso de cal hidratada para precipitar a matéria orgânica recalcitrante e metais. Em seguida, os resíduos sólidos decantados, formando-se um lodo, que é removido e destinados ao aterro sanitário. A fase líquida restante segue para o tratamento biológico, em tanques de oxidação, onde ocorre a remoção de matéria orgânica e do nitrogênio amoniacal. A etapa biológica garante a redução dos níveis de carga orgânica biodegradável (DB05), de carga de nitrogênio orgânico (NKT, N-NH₃, N-N03 e NN02) e de metais pesados, se presentes, para não prejudicar o desempenho das ETE.

5 METODOLOGIA

5.1 TIPO E NATUREZA DA PESQUISA

Este trabalho trata-se, sobretudo, de uma pesquisa aplicada, ou seja, se refere a um processo não sistemático de fornecer soluções para problemas ou questões específicas (Gil, 2006). Esses problemas ou questões podem estar em um grupo de nível individual ou nível social também. Este tipo de pesquisa é chamado de não sistemático devido à sua abordagem direta para encontrar soluções para questões específicas (GIL, 2006).

Nesta pesquisa, o estudo foi conduzido através de revisão bibliográfica e levantamentos documentais, para constituição do estudo de caso, à respeito do histórico de

tratamento de chorume no Aterro de Brasília. De acordo com Marconi e Lakatos:

A característica da pesquisa documental é tomar como fonte de coleta de dados apenas documentos, escritos ou não, que constituem o que se denomina de fontes primárias. Estas podem ser feitas no momento em que o fato ou fenômeno ocorre, ou depois (MARCONI e LAKATOS, 2017, p. 190).

A abordagem utilizada foi a quantitativa. Segundo Baptista (1999), os desenhos quantitativos não são radicalmente baseados em números, pois há a influência de suposições e limitações teóricas. Segundo o autor, é necessário “recorrer ao empirismo e à quantificação para melhor compreender a realidade” (BAPTISTA, 1999, p. 26). Assim, a metodologia adotada possibilita cruzamento maior dos dados e o peso da pesquisa científica, de fato, aumenta em conjunto com a validação de todas as informações. É também chamada de pesquisa mista que, como afirmado por Gil (2006), opera com método misto e combina elementos de pesquisa quantitativa.

Exposto isto, neste estudo foram analisados todos os documentos de outorgas e dados fornecidos mensalmente e/ou bimestralmente pela ADASA-DF, pelo SLU, pelo IBRAM e pela CAESB, esta última responsável pelo monitoramento dos corpos receptores das ETEs, dispondo de análises regulares de parâmetros físicos e químicos, cabe salientar que o SLU também faz o monitoramento do rio Melchior nas imediações dos pontos de lançamento do chorume tratado. Quanto ao tipo geral de análise, avalia-se a coleta de dado quantitativo por análise de conteúdo (BARDIN, 2011) e, em consonância, os dados quantitativos foram observados por meio de estatística, tanto inferencial (teste de hipótese), quanto probabilística e analítica.

5.2 PROCEDIMENTO DE COLETA E ANÁLISE DE DADOS

Os dados das ETEs da CAESB foram solicitados por intermédio de sua Escola Corporativa. A Companhia disponibilizou os dados do monitoramento da qualidade da água do corpo receptor a montante e a jusante (Jusante 1 e Jusante 2) dos pontos de lançamento da CAESB, os dados de monitoramento do manancial também foram disponibilizados pelo SLU. Os dados da CAESB vieram em planilhas Excel e foram tratados para padronização do modelo de pesquisa. Os dados do chorume bruto e do tratado, antes do lançamento no Rio Melchior, foram solicitados ao SLU, que concedeu acesso aos mesmos.

5.3 QUALIFICAÇÃO DOS DADOS COLETADOS

Os dados disponibilizados pelo SLU apresentaram as características do chorume

bruto e tratado efluente do ASB, bem como a eficiência do tratamento realizado, por meio dos seguintes parâmetros: sólidos sedimentáveis, óleos e graxas, óleos minerais, óleos vegetais e gorduras animais, arsênio (As), bário (Ba), boro (B), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cianeto total, cianeto livre, cobre dissolvido (Cu), cromo hexavalente, cromo (Cr), estanho (Sn), ferro dissolvido (Fe), fluoreto, manganês dissolvido (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni), prata (Ag), selênio (Se), sulfeto, zinco (Zn), clorofórmio, dicloroetano, estireno, tetracloreto de carbono, tricloroetano, benzeno, etilbenzeno, tolueno, xilenos totais, DBO, nitrogênio amoniacal, fenol total e materiais flutuantes.

Já para examinar a qualidade dos efluentes brutos e tratados domésticos e a eficiência do tratamento da ETE de samambaia foram utilizados dados das análises físico-químicas disponibilizadas pela CAESB, com os seguintes parâmetros: alcalinidade total (mg/L), CT (nmp/100ml), DBO (mg/L), DBO filtrada (mg/L), DQO (mg/L), DQO filtrada (mg/L), *E.coli* Q (nmp /100ml), N-NH₃ (mg/L), NT (mg/L), óleos e graxas totais (mg/L), pH, PO₄ (mg/L), P_{tot} (mg/L), SS (mg/L), S_{sed} (ml/L), Turbidez.

5.3.1 Área de Estudo

A seleção da área para implantação do Aterro Sanitário de Brasília - ASB foi consequência dos estudos ambientais desenvolvidos entre 2004 e 2006, nos quais foram comparadas e avaliadas quatro alternativas. Os resultados apresentados no EIA (Estudo de Impacto Ambiental) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) indicaram a área mais adequada para implantação, a qual funciona atualmente. A área pode ser acessada pela rodovia DF-180, que liga Brasília a Goiânia, e abrange cerca de 760 mil m², dos quais 320 mil m² são destinados a receber rejeitos. O Aterro situa-se próximo à ETE Melchior, na margem esquerda do rio de mesmo nome, e à ETE Samambaia. A Figura 1 apresenta o layout do aterro.



Figura 1: Layout Aterro Sanitário de Brasília

Fonte: GDF & Serviço de Limpeza Urbana (2017).

Como observado na Figura 1, a área do ASB é composta pela barreira vegetal (esquerda), cercamento (direita-abaixo), uma área reservada para uso futuro (esquerda-meio), células (1ª, 2ª e 3ª etapas), área para a estocagem de solo (direito-acima), entrada e a área administrativa – todos ao lado do Rio Melchior. Abaixo, a Figura 2 apresenta a vista aérea do ASB.



Figura 2: Vista aérea do Aterro Sanitário de Brasília- ASB

Fonte: Serviço de Limpeza Urbana (2022)

Um detalhamento geográfico-visual é apresentada na Figura 3 abaixo, considerando os pontos de lançamento das ETes da CAESB e da ETC do Aterro Sanitário do SLU.



Figura 3: Detalhamento dos Lançamentos de efluentes no Rio Melchior

5.4 QUALIFICAÇÃO PROCEDIMENTAL

5.4.1 Tipo de Tratamento das Estações de Tratamento de Esgoto Samambaia e Melquior

A ETE Samambaia está localizada na Região administrativa de Samambaia, RA XII e não está inserida em nenhuma Unidade de Conservação. Aos afluentes tratados são lançados no Rio Melchior, abrangido pela APA do Planalto Central. Em relação à hidrografia, a área situa-se na Região Hidrográfica do Paraná, Bacia Hidrográfica do Baixo Descoberto e Unidade Hidrográfica Melchior. De acordo com o Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal, disciplinado pela Lei Complementar Distrital nº 803, de 25 de abril de 2009, e atualizado pela Lei Complementar Distrital nº 854, de 15 de outubro de 2012, o empreendimento está inserido em Zona Urbana Consolidada.

Esgotos sanitários são coletados e encaminhados por gravidade à estação de tratamento. A etapa preliminar consiste de unidades de gradeamento e desarenação para a remoção de detritos grosseiros e areia do esgoto bruto. ESPECIFICAR DE QUAIS REGIÕES DO DF VEM ESSE ESGOTO, NÚMERO DE PESSOAS ATENDIDAS.

A primeira etapa de tratamento consiste em um sistema de gradeamento, composto de grade grossa seguida de peneiras escalares, que removem materiais grosseiros. Ainda na primeira etapa, há o sistema de remoção de areia, realizado através de “ar difuso”. Depois do tratamento preliminar, o esgoto é direcionado para nove reatores anaeróbios de fluxo ascendente – UASB (tipo Caesb), nos quais ocorre expressiva remoção da matéria orgânica, através de bactérias anaeróbias. O lodo descartado dos UASB, estabilizado pela digestão anaeróbia, é armazenado em um tanque pulmão, para posterior desidratação.

O efluente líquido desses reatores flui para o Sistema de Remoção de Nutrientes de

Fluxo Alternativo (UNITANK). Esta ETE possui quatro conjuntos de reatores UNITANK. Cada conjunto é constituído de três tanques, o maior deles atuando na fase aeróbia/anóxica e os dois restantes trabalhando nas fases anaeróbia, aeróbia/anóxica e zona de reaeração, de forma alternada, obedecendo a uma matriz de operação pré-estabelecida. O sistema de aeração é por *air lift* e as manobras necessárias para a operação dos UNITANK são totalmente automatizadas. O lodo descartado é adensado por flotação por ar dissolvido por pressão (FAD), sendo posteriormente encaminhado para a unidade de desidratação de lodos, dotada de centrífugas. Por fim, o efluente final é lançado no Rio Melchior, através de um emissário. A Figura 4 apresenta o processo do sistema de tratamento de esgoto da ETE Samambaia.

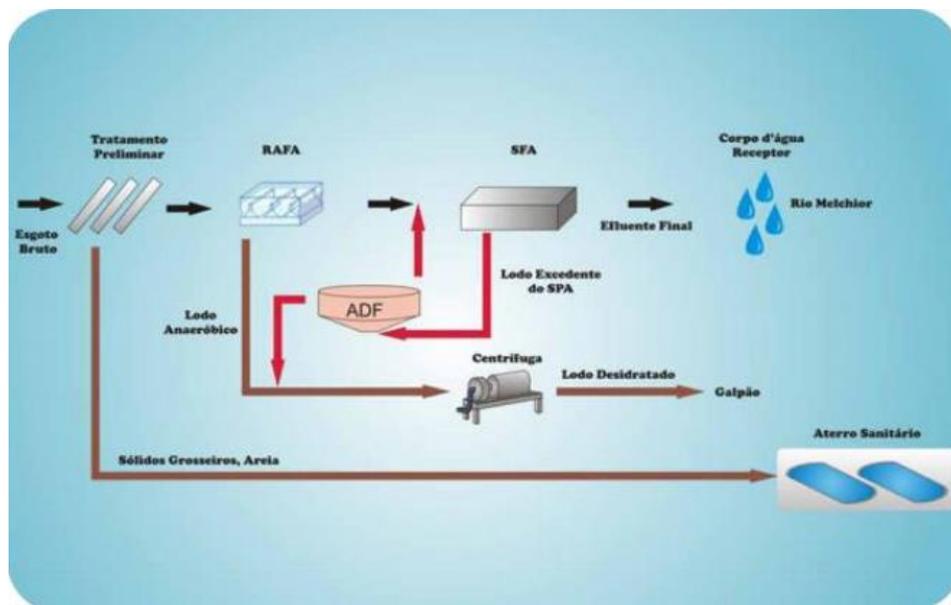


Figura 4: Processo do sistema de tratamento de esgoto da ETE Melchior.
Fonte: POE/DP/CAESB (2022)

O tratamento biológico, projetado e implementado pela Caesb, na ETE Samambaia, é efetuado através de um sistema integrado de reatores anaeróbios e lagoas de estabilização em série. Após o tratamento preliminar, os esgotos são conduzidos, através das caixas de distribuição, para o fundo de reatores anaeróbios existentes no interior da lagoa facultativa. Os gases produzidos pela digestão anaeróbia (principalmente metano) são captados em campânulas, que também possuem a função de impedir a saída de partículas de lodo deslocadas pelo fluxo gasoso, sendo direcionado para dois queimadores automáticos.

Os esgotos, após passarem por esse reator, encontram uma camada líquida oxidante (a própria lagoa facultativa), que cobre a parte superior das campânulas, evitando que odores desagradáveis sejam liberados para a atmosfera. Os sólidos que eventualmente não sejam retidos pelo reator sedimentam na própria lagoa facultativa.

Posteriormente, o efluente segue para uma lagoa de alta taxa, onde são criadas condições

para maximizar o processo de fotossíntese e assim obter o oxigênio necessário à estabilização aeróbia da matéria orgânica. Nesta célula, é adotada uma profundidade de 0,5 a 1,0 m, em que é realizada uma pequena agitação para facilitar o acesso das algas à luz solar. Devido à alta taxa de fotossíntese, ocorre um aumento do pH do líquido o que, juntamente com a exposição aos raios ultravioleta do sol, contribui diretamente para maior taxa de inativação dos microrganismos patogênicos e para a remoção de nutrientes. A Figura 5 apresenta o processo do sistema de tratamento de esgoto da ETE Samambaia.

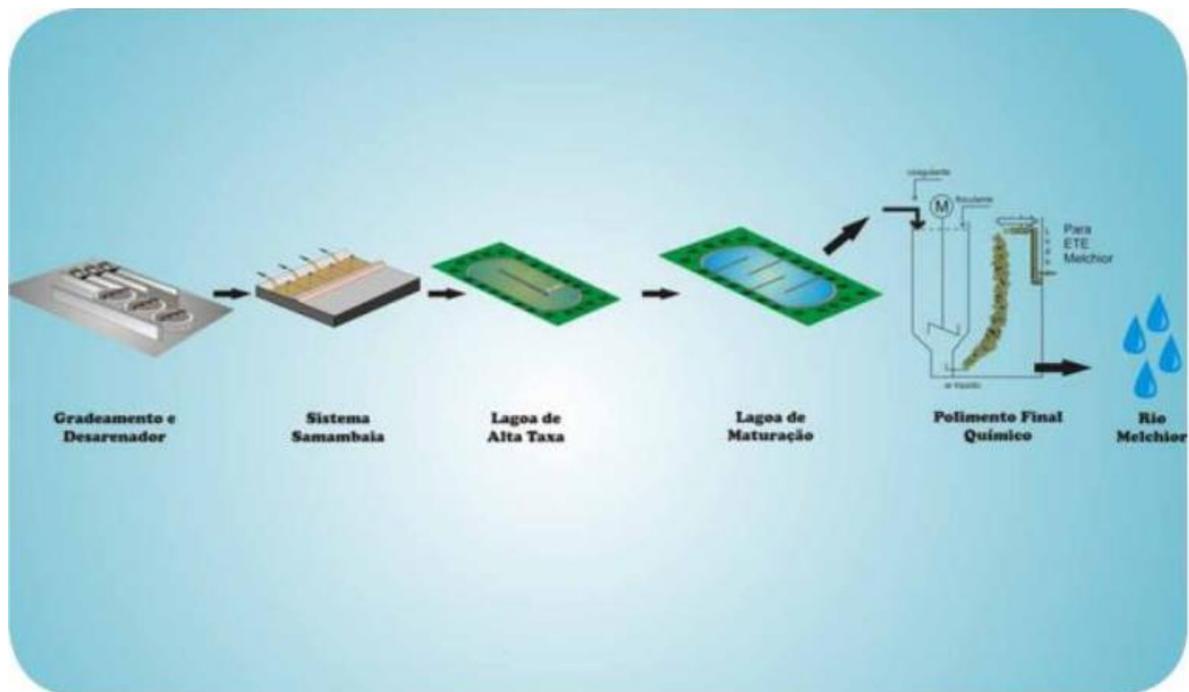


Figura 5: Processo do sistema de tratamento de esgoto da ETE Samambaia.
Fonte: POE/DP/CAESB (2022)

Em seguida, os esgotos chegam à lagoa de maturação, que complementa o tratamento, reduzindo a concentração de algas e de patogênicos que porventura não foram removidos nas etapas anteriores. De modo a adequar o efluente da estação, para lançamento no Rio Melchior, a Caesb implantou uma etapa final depolimento químico, composto de coagulação com sulfato de alumínio, floculação e flotação por ar dissolvido (FAD).

5.4.2 Tratamento do Chorume: Empresa Hydros Ambiental

O lixiviado gerado em aterros sanitários possui características físico-químicas que tornam o tratamento complexo. A Hydros Ambiental, empresa que trabalha não só em tratamento de efluentes e resíduos, mas em pesquisa e desenvolvimento de tecnologias, utiliza

uma metodologia de tratamento de lixiviado que consiste da adição de produto químico visando a oxidação, coagulação, floculação e sedimentação, em uma Estação de Tratamento de Chorume - ETC.

No projeto da ETC do Aterro Sanitário de Brasília, a Empresa utiliza de tecnologia de adição de insumos no reator aerado seguido das etapas de decantação e filtração tendo como consequência a redução de sólidos totais em suspensão (TSS) de 90-95%, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO5) de 65-95 %, a demanda química de oxigênio de 70-95% e metais acima de 90 %.

Além do tratamento do efluente, com esta técnica inovadora, resolver de maneira que ameniza o impacto gerado pela atividade, a o efluente tratado poderá ser reutilizado para irrigação da área verde no aterro, aplicação no maciço, lavagem de frota e no pavimento. Dito isto, o sistema consiste em polimento I, etapa de oxidação química, decantação e polimento II, filtração em leito de areia, zeólita, filtração em leito de resina catiônica I e II, conforme esquema abaixo:

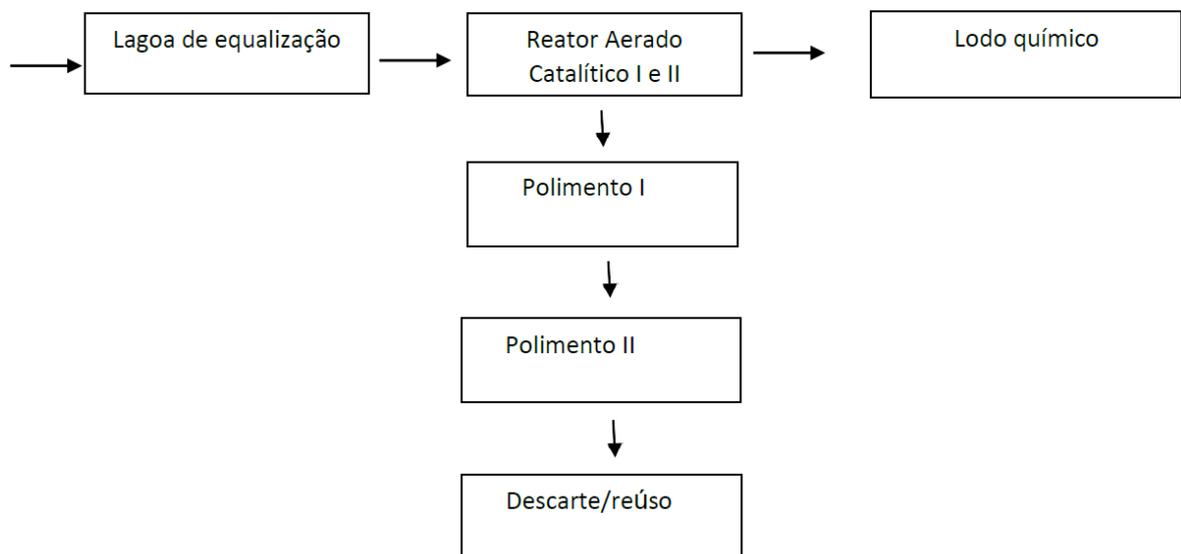


Figura 6: Etapas do Tratamento do Chorume.
Fonte: Hydros Ambiental (2020)

A lagoa de equalização recebe o chorume bruto proveniente das células de aterramento de resíduos. O Polimento I é o reator aerado que recebe uma dosagem de insumos químicos, fase em que são oxidados compostos orgânicos e amônia, metais são incorporados aos sólidos precipitados, tornando efluente com elevada taxa de remoção. No Polimento II, o efluente proveniente do reator aerado catalítico, passa por filtração em série, com as seguintes etapas: filtração em zeólita (remoção de sólidos); filtração em zeólita F (remoção de ferro residual);

filtração em zeólita N (remoção de amônia residual); filtração em resina catiônica (remoção de metais residuais) e filtração em resina catiônica (remoção de metais residuais).

Por fim, o lodo gerado, por estar inerte e precipitado na cota inferior do reator aerado, permanece depositado, não interferindo nos tratamentos posteriores até atingir quantidade significativa para retirada e transporte para aterramento em célula de resíduos sólidos no aterro. No entanto, antes do aterramento o lodo deve ser desidratado diretamente em leito de secagem (HYDROS AMBIENTAL, 2020).

5.5 ESTATÍSTICAS INFERENCIAIS DOS DADOS

5.5.1 Verificação do Tipo de Distribuição de Dados

A aplicação de determinados testes de significância nos dados depende do tipo de distribuição que esses dados seguem, ou seja, a distribuição de frequência de valores discretos ou contínuos em um conjunto de dados (BRUCE, A. e BRUCE, P., 2019). A mais importante e conhecida distribuição é a distribuição normal ou Gaussiana com curva em forma de sino, com propriedades de simetria em relação à média e mediana. Como os principais testes de significância (teste t de Student, ANOVA, coeficiente de Pearson) pressupõem que os dados seguem a distribuição normal, é necessária, primeiramente, a verificação da normalidade antes da escolha dos testes de hipótese que serão aplicados (MIOT, H.A., 2017).

A distribuição normal possui uma série de propriedades que podem ser visualizadas ou testadas por diferentes métodos. Além de sua forma e simetria, a distribuição normal possui como característica: (i) o mesmo valor de média e mediana; (ii) aproximadamente 68% das observações estão localizadas dentro de um desvio padrão para mais ou menos da média; (iii) 95% estão localizadas dentro de dois desvios-padrão da média; (iv) aproximadamente 99,7% das observações estão dentro de três desvios-padrão da média.

A primeira e principal visualização da normalidade dos dados consiste em verificar a frequência dos valores dos dados em um histograma. Através do histograma é possível visualizar especialmente a forma e simetria da curva dos dados, apresentando os valores mais frequentes no centro do histograma. É possível quantificar a simetria (largura) e achatamento (altura) de uma distribuição, respectivamente, pelas medidas de distribuição obliquidade e curtose. A obliquidade mede a simetria da distribuição dos dados em torno da média. Se a obliquidade for igual a 0, significa que a distribuição é aproximadamente simétrica (normal), se for maior que 0, a distribuição está mais concentrada no lado esquerdo, enquanto o contrário acontece para os valores menores do que 0.

Já a curtose mede o achatamento da distribuição, ou seja, se os dados apresentam um pico ou se são achatados em relação a uma distribuição normal. Se o valor da curtose for igual a 0, o histograma apresenta o mesmo achatamento que uma distribuição normal, se o valor for maior que 0, a distribuição é mais alta e concentrada do que a normal, e o contrário é verificado quando o valor é abaixo de 0 (FACELI, K. et AL., 2021). No entanto, apesar do histograma ser o método mais simples e recomendado de se averiguar a normalidade dos dados, é adequado aliá-lo a outros métodos como o gráfico quantil e plot ou Normal Q-Q plot. Este gráfico permite visualizar quão próxima uma amostra está da distribuição normal, ao dispor uma comparação entre os quantis teóricos de uma distribuição normal de média igual a zero seguido do número de desvios-padrão da média com os quantis dos dados analisados. Quanto mais concentrados os pontos estiverem da reta, maior será o indício de uma distribuição normal.

Além das visualizações também é possível testar a normalidade dos dados com testes de significância, como o teste de Shapiro-Wilk, Shapiro-Francia, D'Agostino-Pearson e o teste de Kolmogorov-Smirnov. A verificação da normalidade é feita a partir da hipótese nula de que os dados seguem a distribuição normal. Se o p-valor obtido for superior ao nível de significância estabelecido (normalmente de 0,05), a hipótese de normalidade é aceita (MIOT, H.A., 2017). No entanto, assim como o gráfico Normal Q-Q plot, mais confiável para amostras maiores que 5.000 observações, os testes também sofrem influência do tamanho da amostra testada. Neste trabalho utilizamos o teste de Shapiro-Wilk por demonstrar melhor desempenho, além de ser indicado em amostras pequenas como é o caso dos dados analisados (MIOT, H.A., 2017).

A normalidade ou não dos conjuntos de dados será dada pela combinação das técnicas de visualização (histograma e Normal Q-Q plot), dos valores de média e mediana, das métricas de distribuição (curtose e obliquidade) e do resultado do teste de Shapiro-Wilk. No entanto é preciso destacar que em todas as técnicas será considerada uma aproximação de todos os critérios, por se tratarem de análises em amostras pequenas. Espera-se que distribuições normais tenham valores aproximados de média e mediana, que os pontos estejam próximos da reta e que os valores de curtose e obliquidade sejam próximos a zero. Vale ressaltar que, no caso específico, é comum que os dados das extremidades se afastem da reta mesmo em distribuição normal.

Foram averiguadas a normalidade das variáveis Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal, Oxigênio Dissolvido e pH nas bases apresentadas nas tabelas do Apêndice A. Antes da verificação de normalidade, as observações que foram identificadas como discrepantes foram removidas. Nos histogramas, a linha pontilhada em vermelho apresenta a localização da média enquanto a linha em verde

apresenta o valor da mediana. Na legenda de cada figura é apresentado o tamanho da amostra que foi submetida a verificação de normalidade, representada pela letra “n”. Já nas tabelas, foi destacado em negrito os casos em que as medidas curtose e obliquidade apresentaram um valor próximo a zero e quando a hipótese do teste de normalidade foi aceita. O cálculo da curtose foi feito pela função “kurtosis” do tipo 3 e o cálculo da obliquidade foi feita pela função “skewness” também do tipo 3, do pacote e1071 (MEYER, D. *et al.*, 2021).

5.5.2 Normalidade do Conjunto ETE Samambaia e UASB

Na análise desta seção, apresentam-se os resultados do teste de normalidade dos dados apresentados nas Tabelas 06 e 07 do Apêndice A. Os dados de fevereiro de 2017 a junho de 2019 são dados sob gestão da CAESB e de outubro de 2019 a dezembro de 2021 são os dados de chorume sob gestão da SLU. Dito isto, foram encontradas e removidas quatro observações discrepantes (outliers) da variável DQO, uma da de Nitrogênio Amoniacal e uma da variável Ph, da base de dados da CAESB.

A variável DBO não foi submetida a comparação de médias e, portanto, também não teve sua normalidade avaliada, por apresentar somente um valor preenchido da CAESB no mês de novembro de 2018.

Os dados da amostra de DBO filtrada, sob gestão da CAESB e SLU, não seguem distribuição normal, segundo o teste de Shapiro-Wilk, que rejeitou a hipótese de normalidade com, respectivamente, p-valor = 0,03101 e p-valor = 0,01986 (Tabelas 05 e 06). Além do teste estatístico, a curva da distribuição e o gráfico Q-Q plot, confirmam o resultado do teste ao apresentarem uma curva mais achatada que a normal (com destaque para o valor de curtose = -1,43 dos dados da SLU) e assimétricas (com destaque para o valor de obliquidade = 0,74 dos dados da CAESB).

Gráfico 1: Histograma com a curva de densidade (n = 29) e o gráfico Normal Q-Q plot.

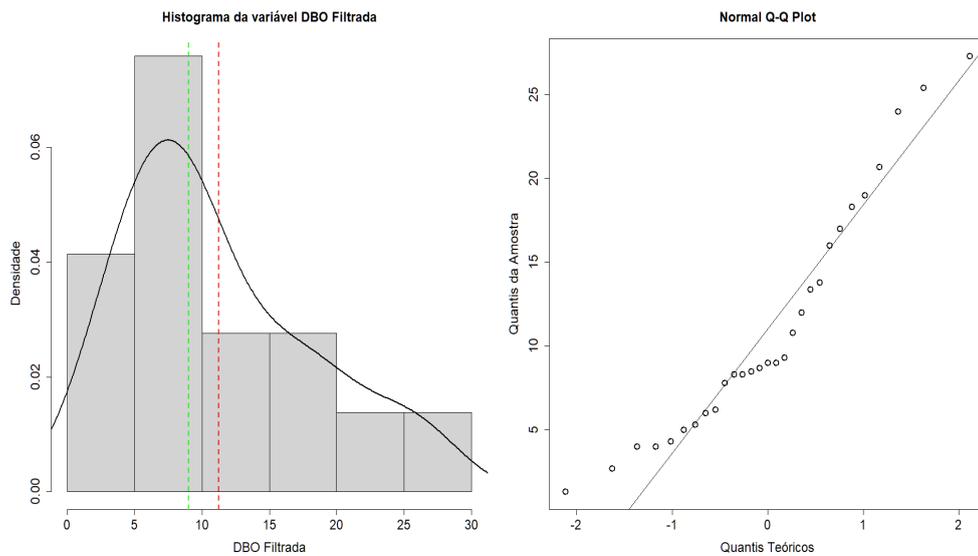
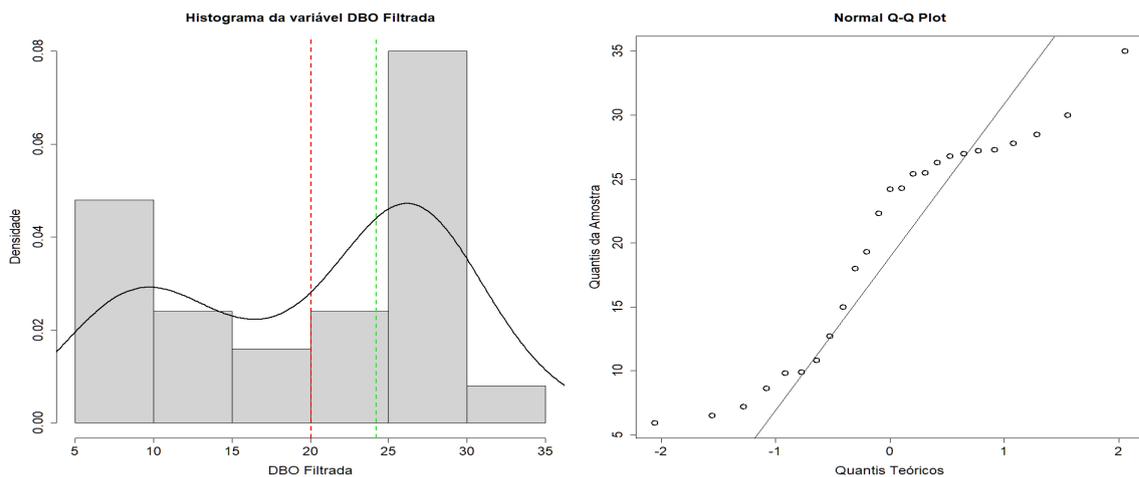


Gráfico 2: Histograma com a curva de densidade (n = 25) e o gráfico Normal Q-Q plot.



As variáveis DQO e Nitrogênio Amoniacal da CAESB foram consideradas como tendo distribuição normal, por todos os critérios utilizados. Os valores de média e mediana foram próximos além de estarem muito próximos do centro da distribuição. A Tabela 05 mostra que valores de curtose e obliquidade foram próximos a zero e resultado do teste de significância atestou a normalidade das duas variáveis com valores altos de p-valor.

Já os valores de DQO dos dados da SLU também apresentaram uma distribuição normal com maior aderência dos pontos a reta do gráfico Q-Q plot e p-valor maior do que o encontrado para os valores de DQO da CAESB, apesar da curva da distribuição ter sido mais achatada do que a curva dos valores de DBO. Já as observações de Nitrogênio Amoniacal do SLU não seguem uma distribuição normal, verificada pela curva muito achatada (alto valor de curtose igual a -1,44, Tabela 06) e baixo p-valor (p-valor = 0,05903), apesar da hipótese de normalidade ter sido aceita. O Gráfico 10 apresenta o histograma com a curva de densidade.

Gráfico 3: Histograma com a curva de densidade (n = 25) e o gráfico Normal Q-Q plot.

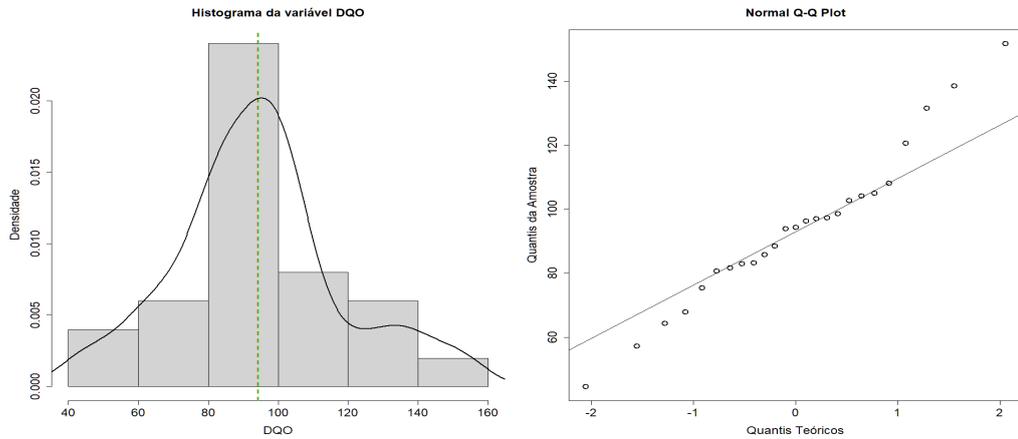


Gráfico 4: Histograma com a curva de densidade (n = 26) e o gráfico Normal Q-Q plot.

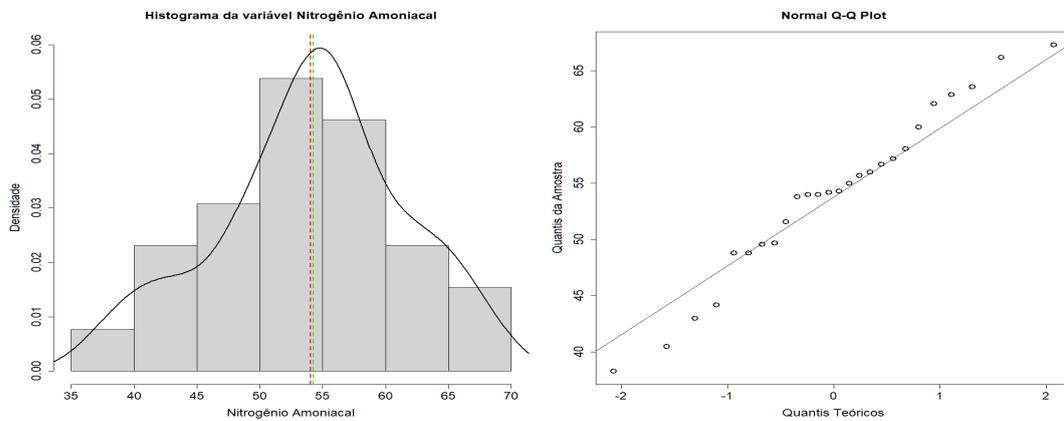


Gráfico 5: Histograma com a curva de densidade (n = 27) e o gráfico Normal Q-Q plot

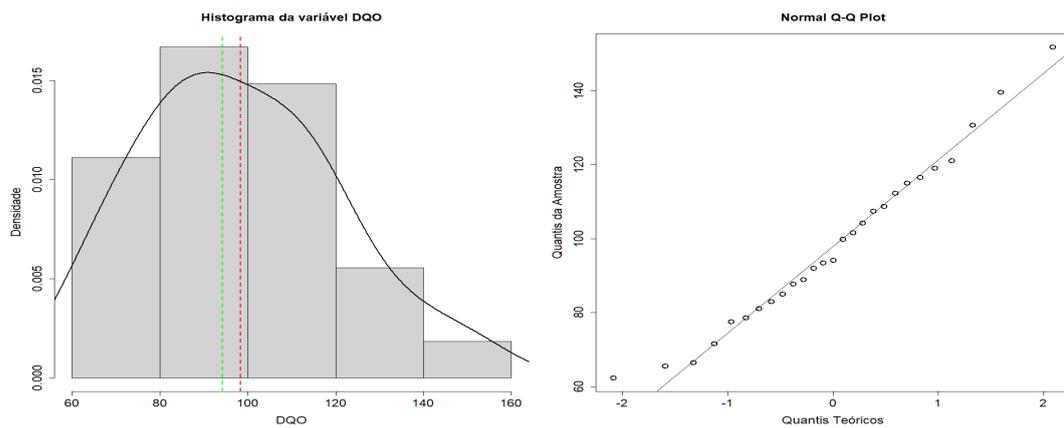
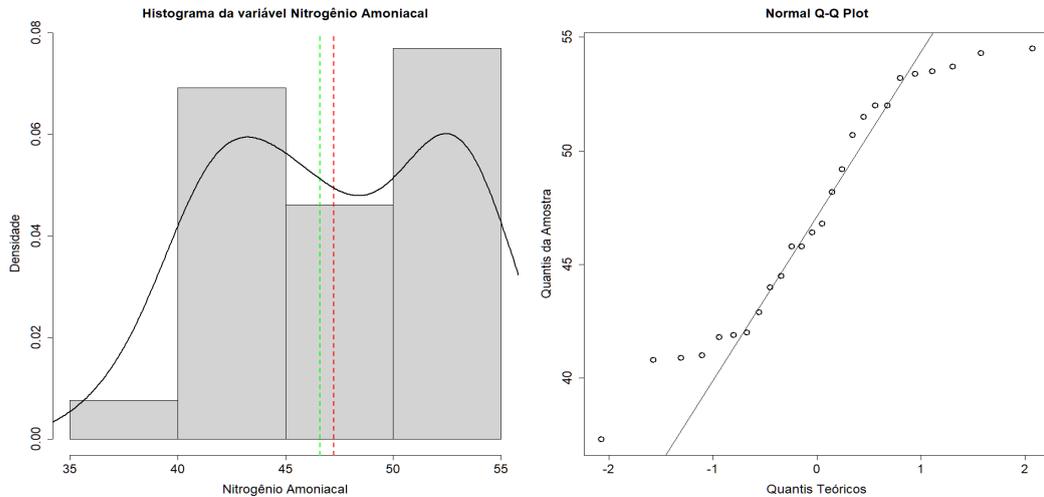


Gráfico 6: Histograma com a curva de densidade (n = 26) e o gráfico Normal Q-Q plot.



Como esperado, haja vista o pequeno número de observações disponíveis (14), da variável pH coletada durante a gestão da CAESB, o gráfico de Q-Q plot apresentou os dados mais dispersos em relação a reta. No entanto, a curva de distribuição, apesar de ser mais achatada, e o alto p-valor do teste de Shapiro-Wilk (p-valor = 0,7303) atestam a normalidade da distribuição. A variável pH coletada sob gestão da SLU também foi considerada como tendo uma distribuição normal de dados por apresentar os valores de média e mediana próximos, como é possível ver no Gráfico 7, e centralizados na distribuição, alta aderência dos pontos a reta do Q-Q plot, além do teste de Shapiro-Wilk indicar a normalidade dos dados com um alto valor de p-valor (0,9591).

Gráfico 7: Histograma com a curva de densidade (n = 14) e o gráfico Normal Q-Q plot.

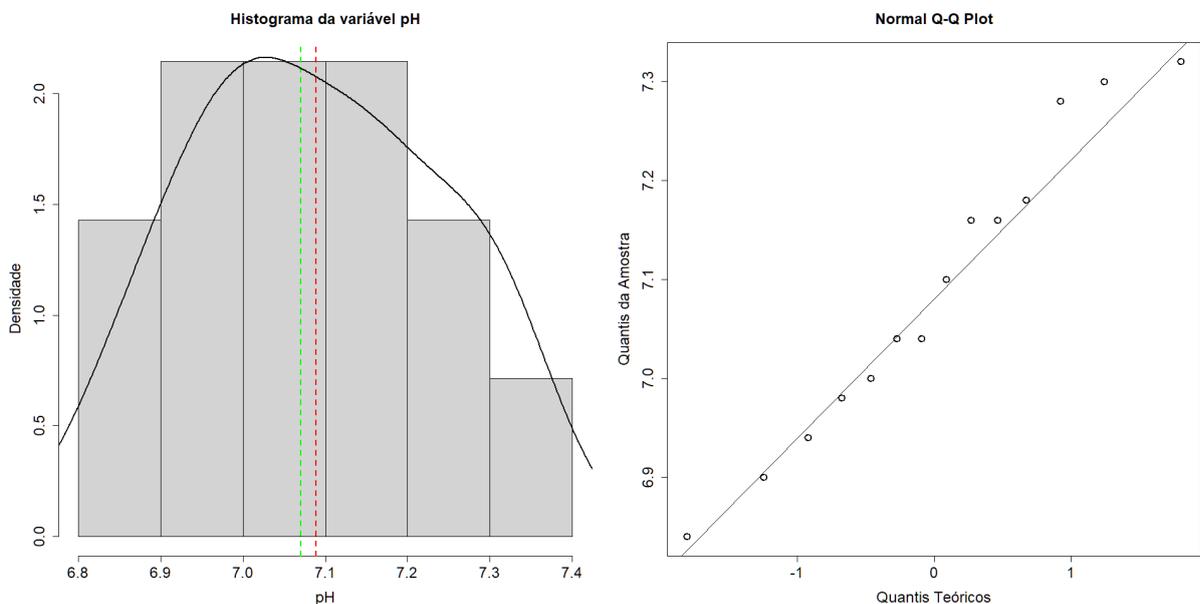


Gráfico 8: Histograma com a curva de densidade (n = 25) e o gráfico Normal Q-Q plot.

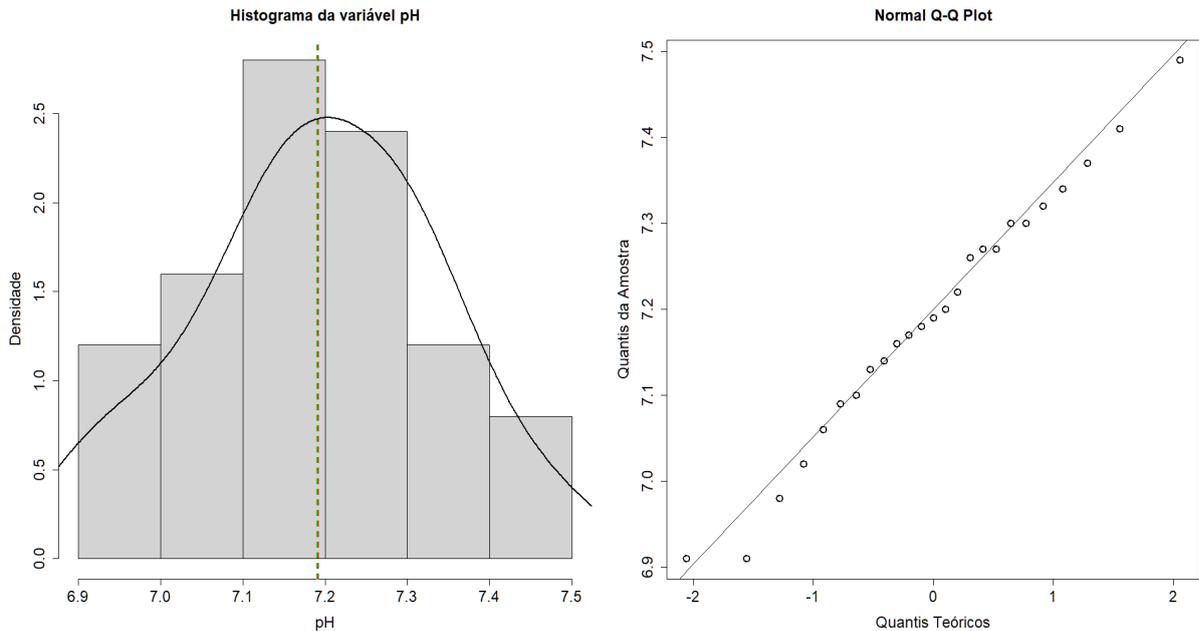


Tabela 1: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk para os dados da CAESB

	DBO filtrada	DQO	Nitrogênio Amoniacal	pH
Média (desvio padrão)	11,22 (7,06)	94,13 (24,43)	54,06 (7,44)	7,09 (0,15)
Mediana	9	94,40	54,25	7,07
Curtose	-0,55	0,003	-0,56	-1,36
Obliquidade	0,74	0,35	-0,25	0,06
Shapiro-Wilk (p-valor)	0,92029 (0,03101)	0,97196 (0,695)	0,97312 (0,7051)	0,96044 (0,7303)

Tabela 2: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk para os dados da SLU

	DBO filtrada	DQO	Nitrogênio Amoniacal	pH
Média (desvio padrão)	20,05 (8,77)	98,36 (22,80)	47,23 (5,23)	7,19 (0,15)
Mediana	24,2	94,20	46,60	7,19
Curtose	-1,43	-0,56	-1,44	-0,64
Obliquidade	-0,29	0,40	-0,08	-0,15
Shapiro-Wilk (p-valor)	0,90158 (0,01986)	0,97535 (0,7458)	0,92502 (0,05903)	0,98463 (0,9591)

5.5.3 Normalidade do Conjunto Águas Superficiais, Montante 50 M

Nesta subseção, avaliam-se os resultados do teste de normalidade conjunto apresentado na Tabelas 08 e 09 do Apêndice A. Foram encontrados e removidas uma observação discrepante das variáveis DBO, DQO, Nitrogênio Amoniacal e Oxigênio Dissolvido, conforme apresentado ao longo da metodologia desta pesquisa.

As figuras 19 e 20 evidenciaram que, apesar das inúmeras variáveis DBO e DQO apresentarem uma simetria próxima da normal, com valor de obliquidade próximo de zero, e do teste de Shapiro-Wilk aceitar a hipótese de normalidade dos dados, descartamos a normalidade das duas variáveis a partir de seus histogramas serem consideravelmente mais achatados (confirmado pelo valor de curtose na Tabela 07) do que a distribuição normal, com valores mais altos concentrados à esquerda do histograma

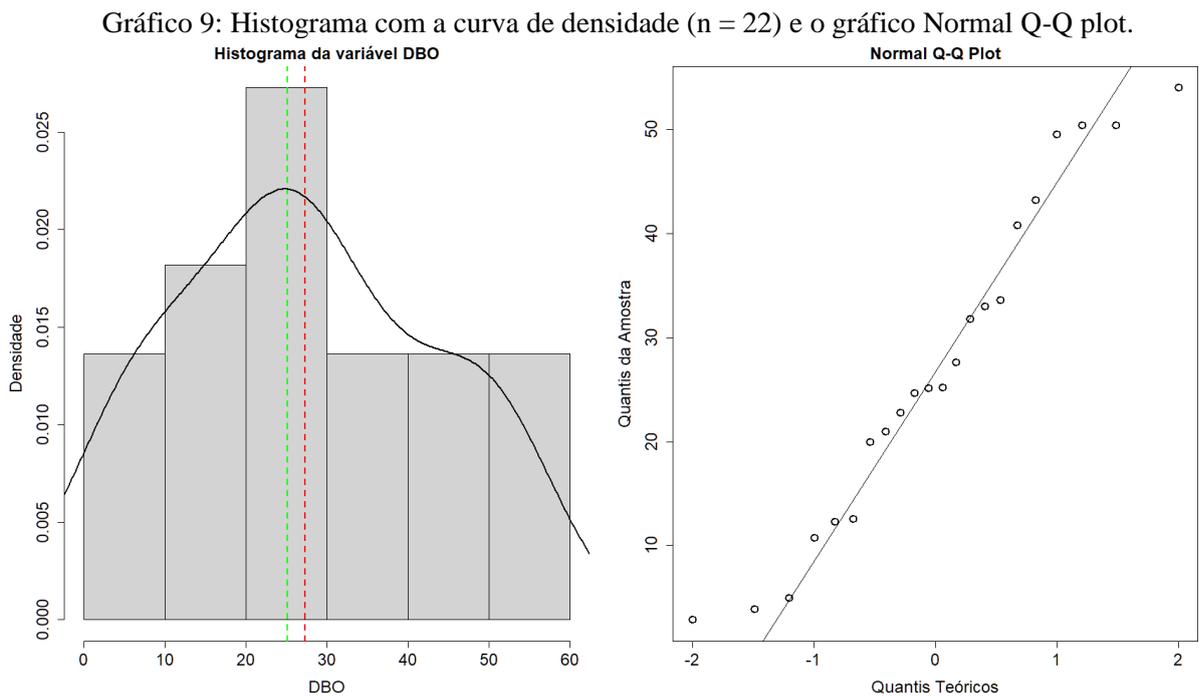
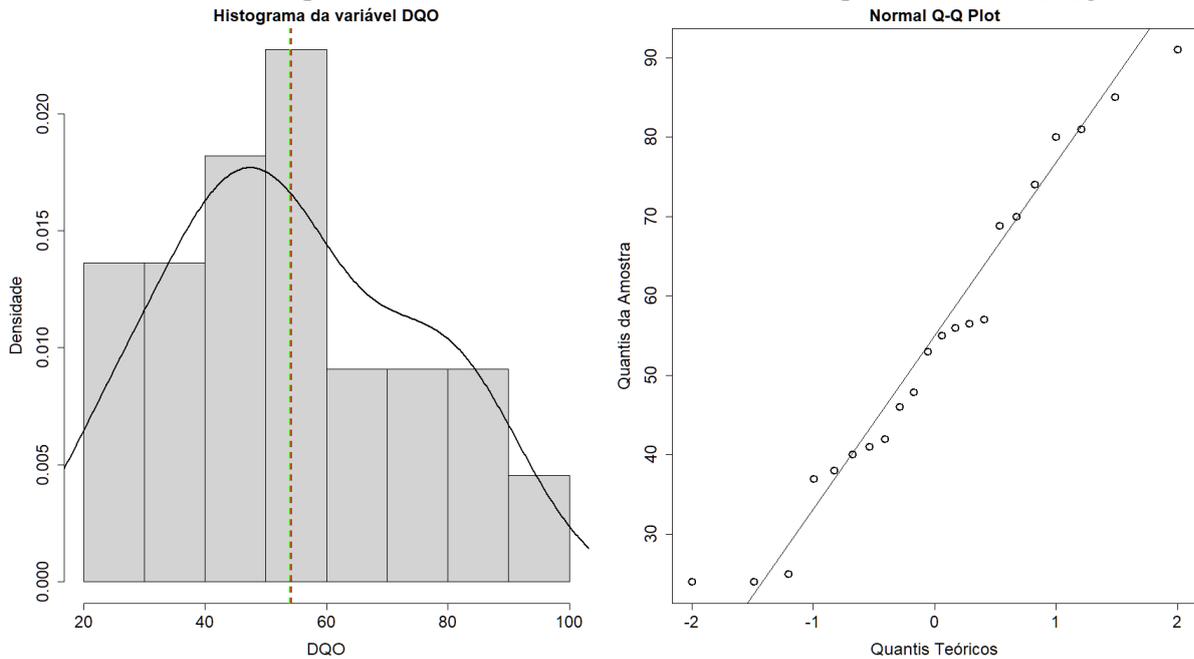
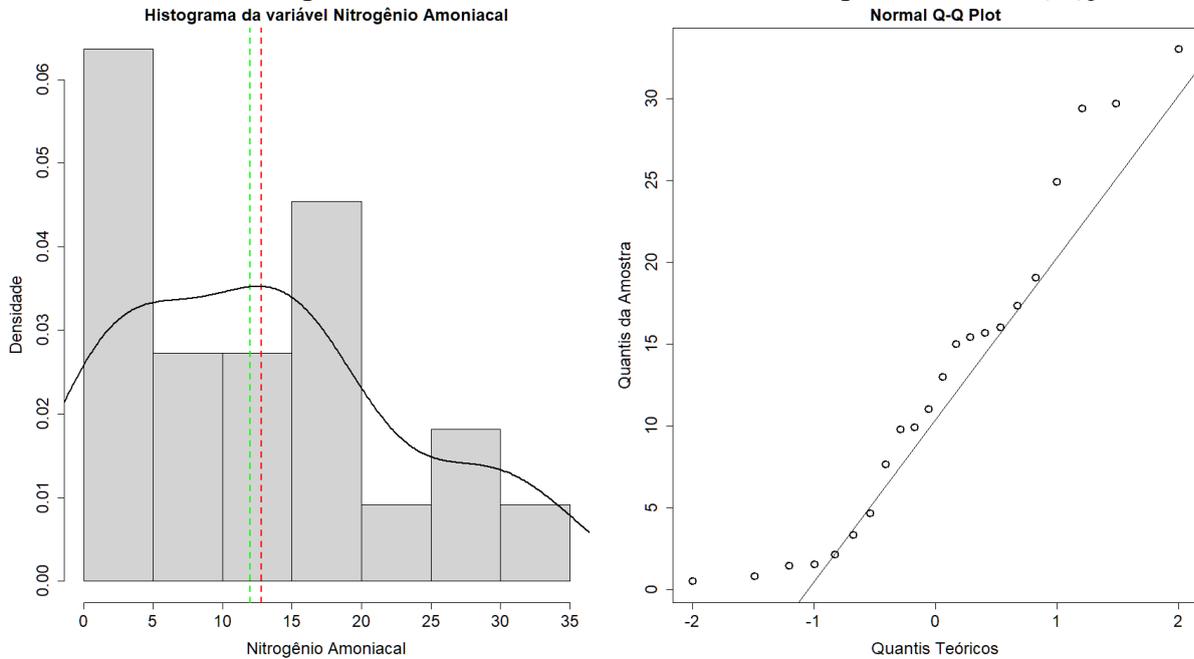


Gráfico 10: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.



Diferentemente do que foi visto anteriormente, para os dados da variável Nitrogênio Amoniacal, ficou mais claro que a distribuição não é normal em todos os critérios, em que, mesmo o teste ter aceitado a hipótese de normalidade, o seu p-valor foi muito baixo ($p = 0,0883$). Veja-se, em frente, os dados de curva de densidade.

Gráfico 11: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.



As observações das variáveis pH e Oxigênio Dissolvido seguem uma distribuição normal, segundo todos os critérios utilizados, especialmente o teste de significância que atestou

a normalidade das variáveis com valores altos (Tabela 07). Vale destacar que, apesar do valor de média e mediana não serem os valores mais frequentes da distribuição, eles estão localizados no “topo” da distribuição, dentro do intervalo que forma o sino da distribuição normal, que se inicia com valores um pouco menores do que 7,0 e valores um pouco maiores do que 7,5.

Gráfico 12: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.

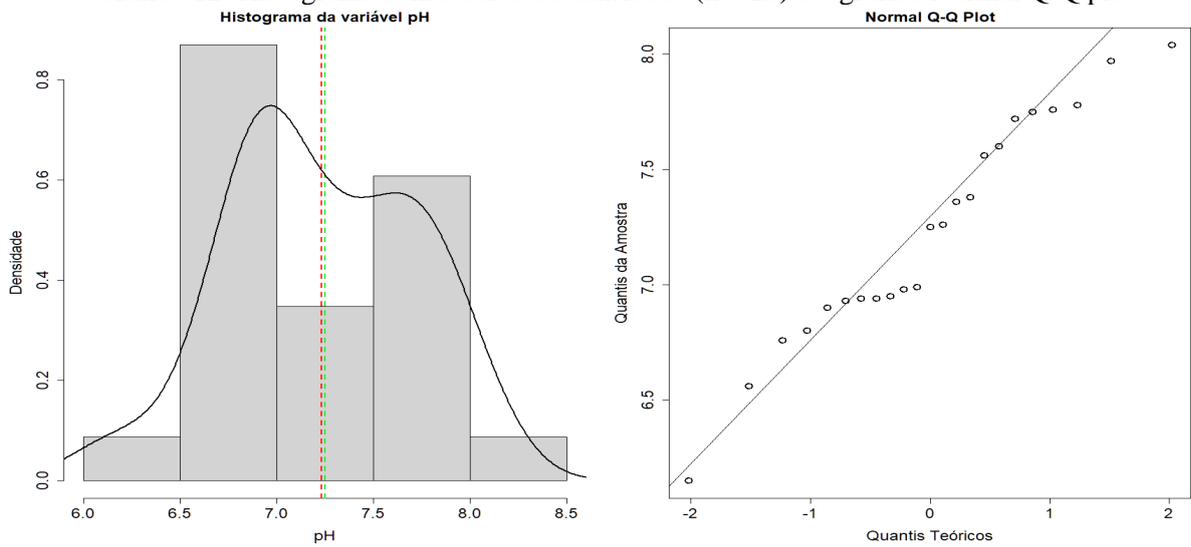


Gráfico 13: Histograma com a curva de densidade (n = 18) e o gráfico Normal Q-Q plot.

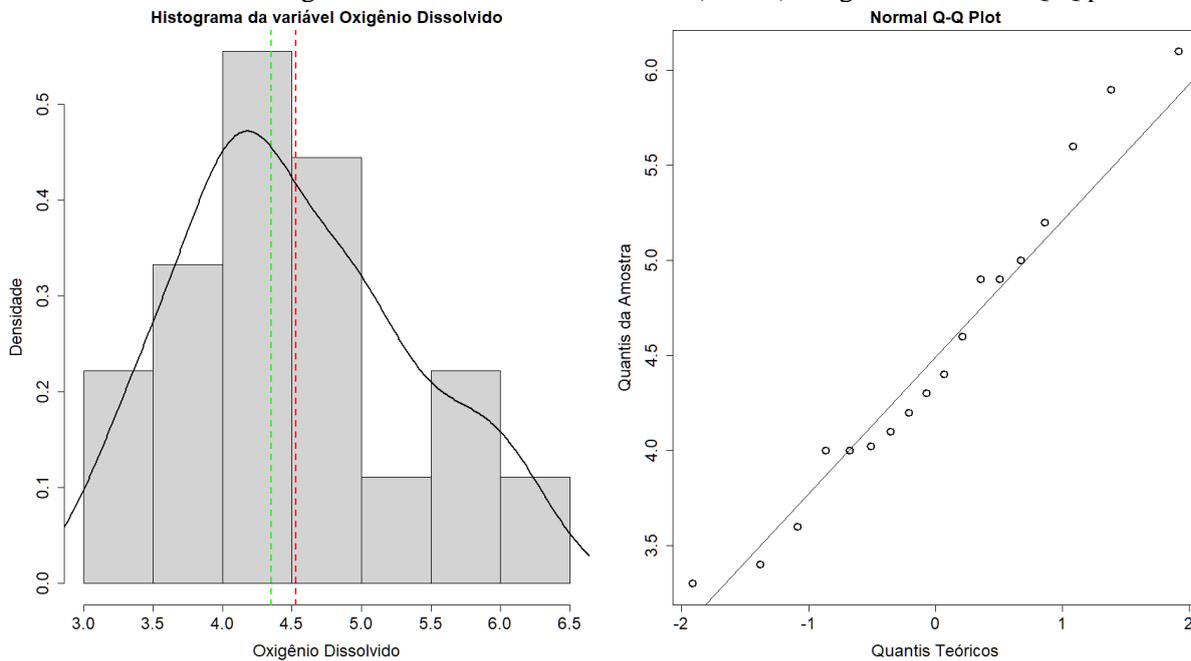


Tabela 3: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk

	DBO	DQO	Nitrogênio Amoniacal	pH	Oxigênio Dissolvido
Média (desvio padrão)	27,30 (15,86)	54,19 (20,03)	12,78 (9,93)	7,23 (0,48)	4,53 (0,81)
Mediana	25,19	54,00	12,00	7,25	4,35
Curtose	-1,21	-1,14	-0,90	-0,83	-0,96
Obliquidade	0,13	0,19	0,49	-0,13	0,36
Shapiro-Wilk (p-valor)	0,9492 (0,3044)	0,95472 (0,3904)	0,92337 (0,0893)	0,95819 (0,4278)	0,9585 (0,5729)

5.5.4 Normalidade do Conjunto Águas Superficiais, Jusante 1 (50 m)

Nesta subseção, apresenta-se resultados do teste de normalidade conjunto apresentado na Tabelas 10 e 11 do Apêndice A. Foram encontrados e removidas uma observação discrepante da variável DBO, DQO, Nitrogênio Amoniacal e Oxigênio Dissolvido. As Figuras 24 e 25 atestam a importância de aliar mais de uma técnica para averiguar a normalidade dos dados. Ao visualizar o gráfico da Normal Q-Q plot, das duas variáveis, quais sejam: DBO e DQO, é possível verificar uma boa aderência dos pontos nas proximidades da reta. No entanto, o histograma e valores de obliquidade atestam que as duas observações estão distribuídas de maneira assimétrica para a esquerda, apesar de terem a altura (curtose) próximas de uma distribuição normal. A partir do histograma aliado ao baixo p-valor apresentado pelo teste de Shapiro-Wilk, as duas variáveis foram consideradas não normais.

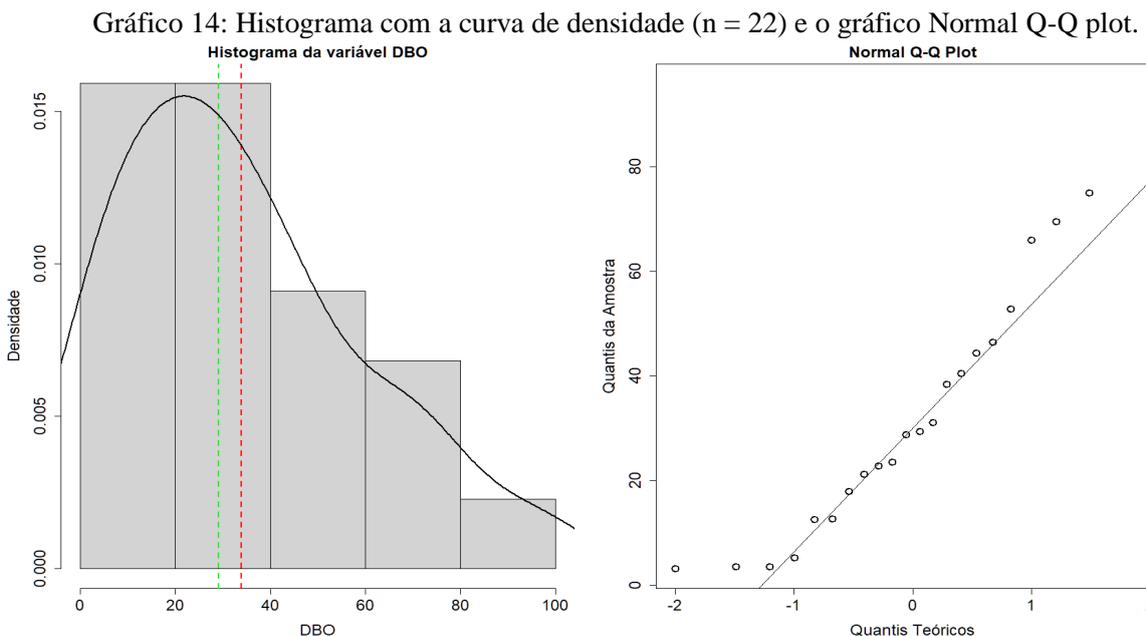
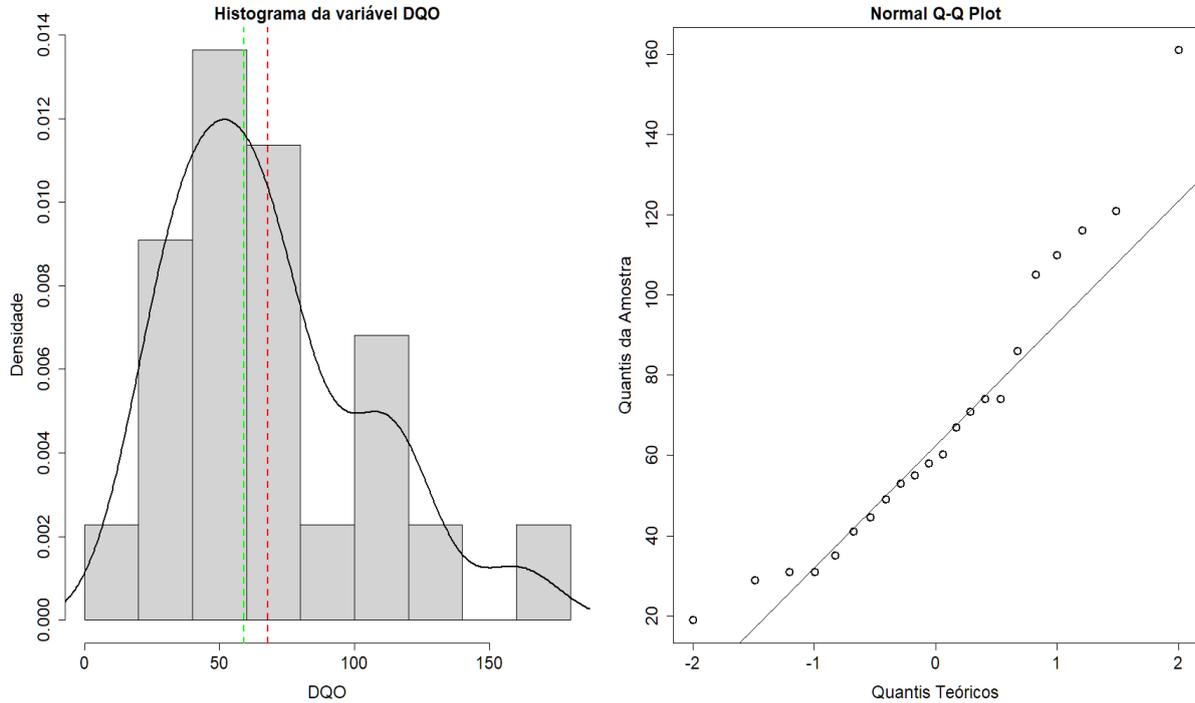
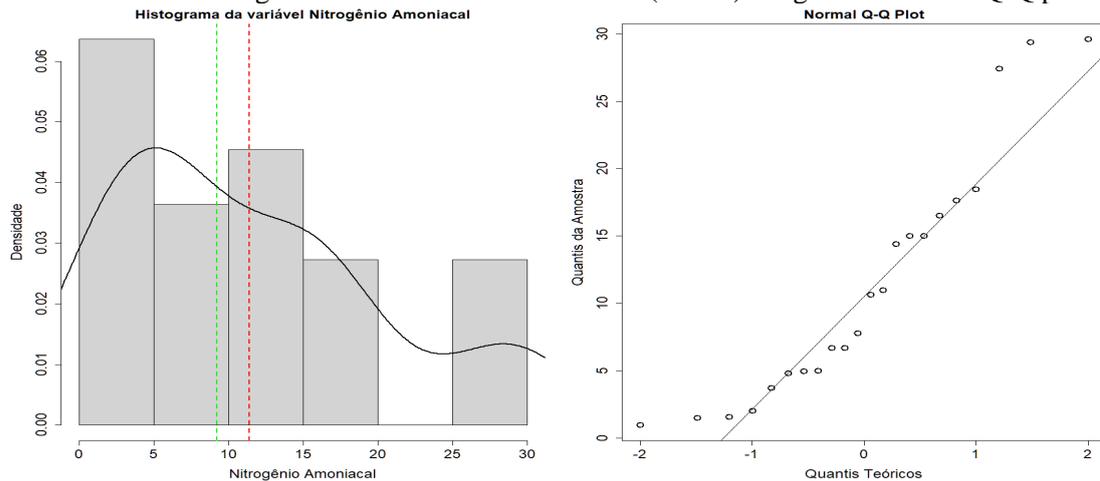


Gráfico 15: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.



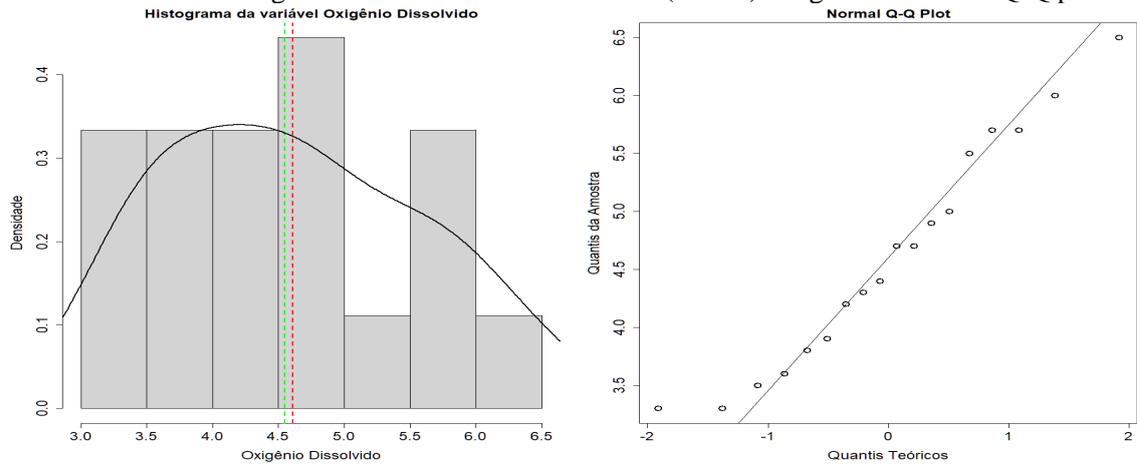
O Gráfico 16 mostra que o histograma da variável Nitrogênio Amoniacal foi semelhante aos das variáveis anteriores (assimétrico à esquerda), mas com um achatamento maior (valor de curtose igual à $-0,67$). Além disso o teste de significância rejeitou a hipótese de normalidade dos dados sendo então considerada como não normal.

Gráfico 16: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.



A distribuição da variável Oxigênio Dissolvido também foi considerada como não normal por apresentar achatamento visivelmente maior do que o encontrado em uma distribuição normal, a ponto de seu histograma ser muito semelhante a um platô.

Gráfico 17: Histograma com a curva de densidade (n = 18) e o gráfico Normal Q-Q plot.



O Gráfico 18 atesta a normalidade dos dados da variável pH ao apresentar a média e mediana centralizadas na distribuição e os pontos próximos da reta no gráfico da Normal Q-Q plot. O teste de Shapiro-Wilk aceitou a hipótese de normalidade dos dados com diretamente um alto p-valor (0,6711).

Gráfico 18: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.

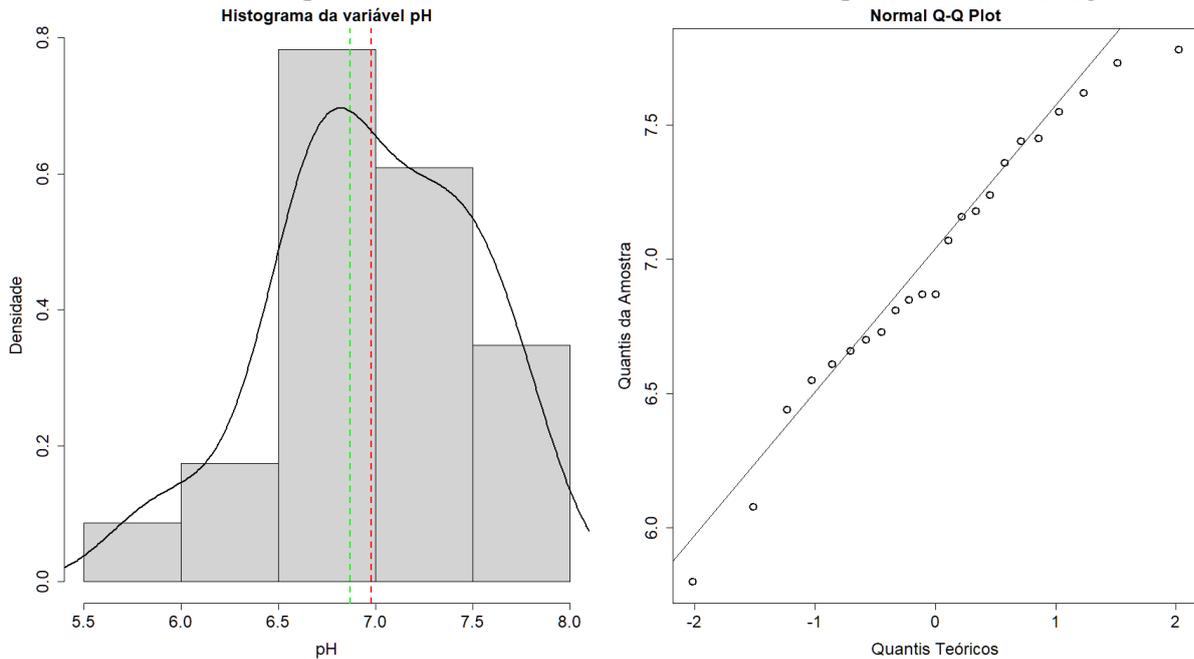


Tabela 4: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk

	DBO	DQO	Nitrogênio Amoniacal	pH	Oxigênio Dissolvido
Média (desvio padrão)	33,88 (25,57)	67,77 (36,02)	11,41 (8,98)	6,98 (0,51)	4,61 (0,97)
Mediana	29,10	59,14	9,21	6,87	4,55
Curtose	-0,41	-0,09	-0,67	-0,57	-1,19
Obliquidade	0,71	0,83	0,72	-0,35	0,29
Shapiro-Wilk (p-valor)	0,92875 (0,1156)	0,92641 (0,1033)	0,89361 (0,02219)	0,96925 (0,6711)	0,9527 (0,469)

5.5.5 Normalidade do Conjunto Águas Superficiais, Jusante 2 (100 m)

Nesta subseção, apresentam-se resultados do teste de normalidade conjunto apresentado na Tabelas 12 e 13 do Apêndice A. Foram encontrados e removidas uma observação discrepante da variável DBO, duas da variável DQO e uma da Oxigênio Dissolvido. Somente a partir das Figuras 29 e 30 foi possível atestar a normalidade das distribuições das variáveis DBO e DQO. Além dos pontos estarem localizados próximos a reta na Normal Q-Q plot, o histograma das duas variáveis apresentou a curva característica da distribuição normal, com o valor de média e mediana próximos e centralizados, e com a altura (curtose) também próxima de 0, especialmente da variável DQO. O teste de hipótese das duas variáveis aceitou a hipótese de normalidade com valores altos de p-valor (Tabela 09).

Gráfico 19: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.

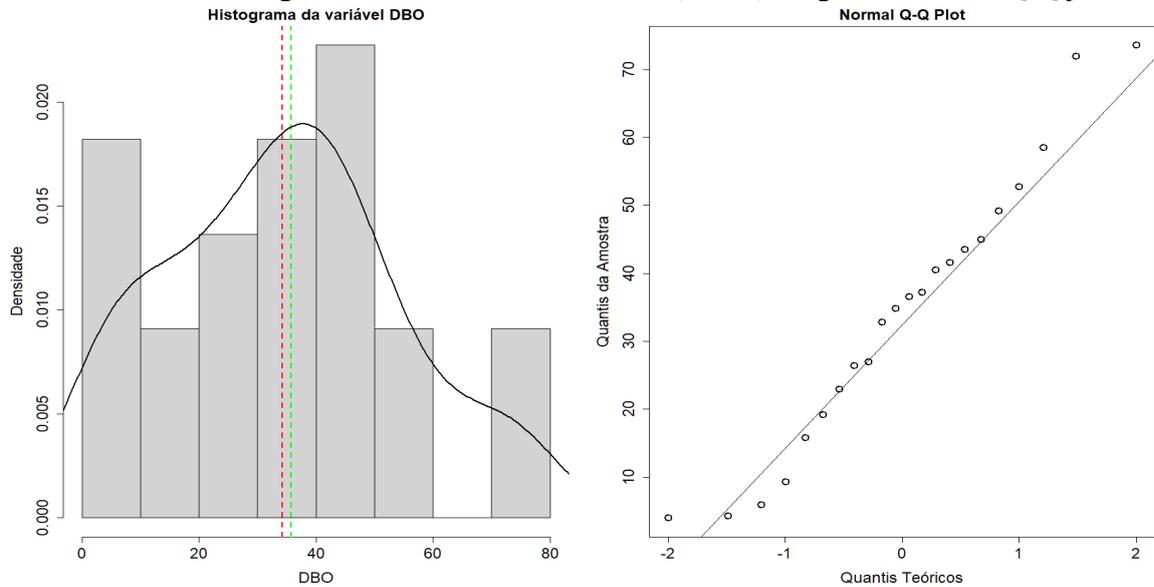
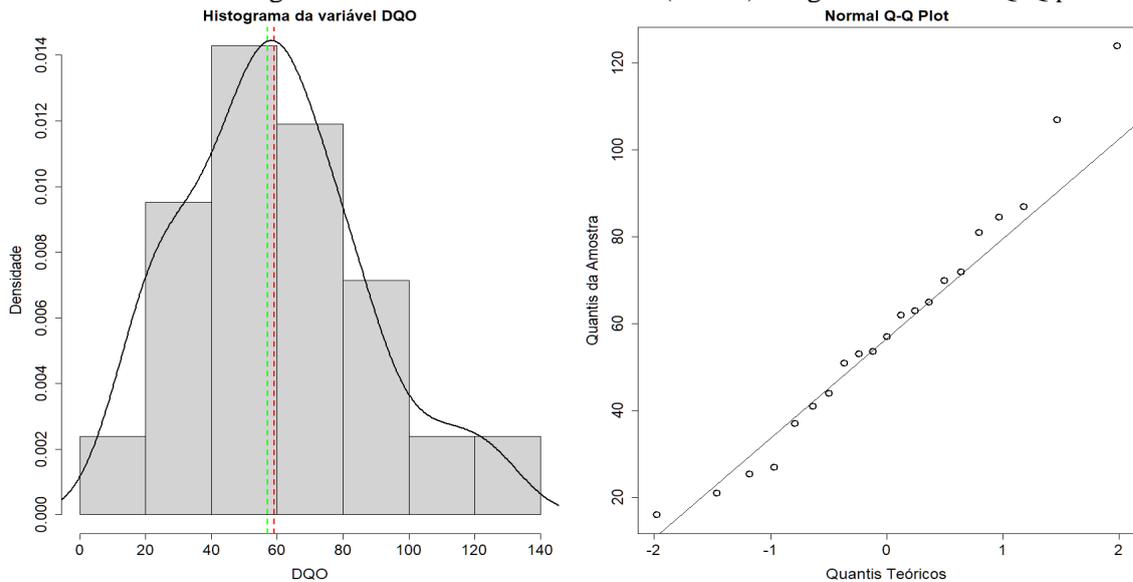
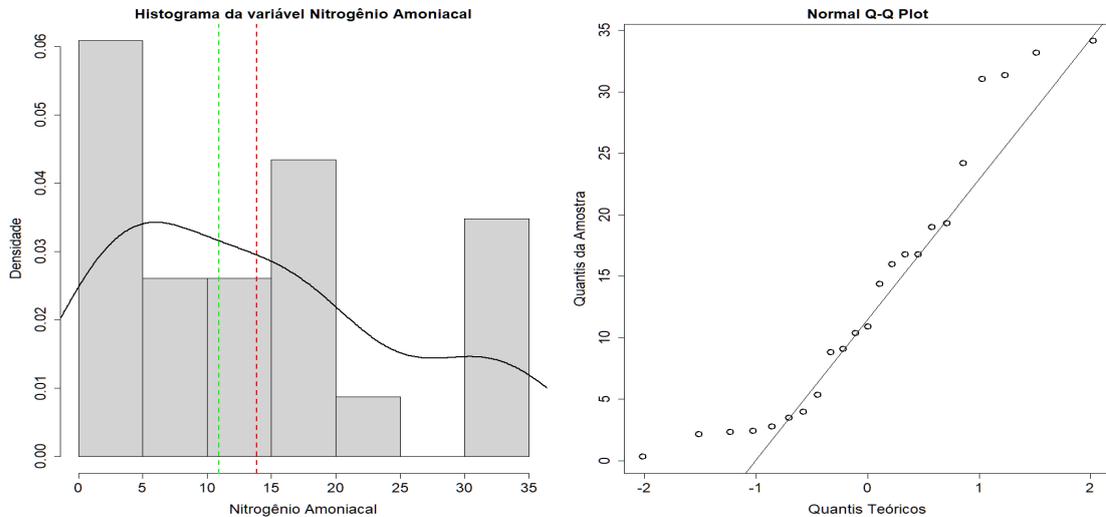


Gráfico 20: Histograma com a curva de densidade (n = 21) e o gráfico Normal Q-Q plot.



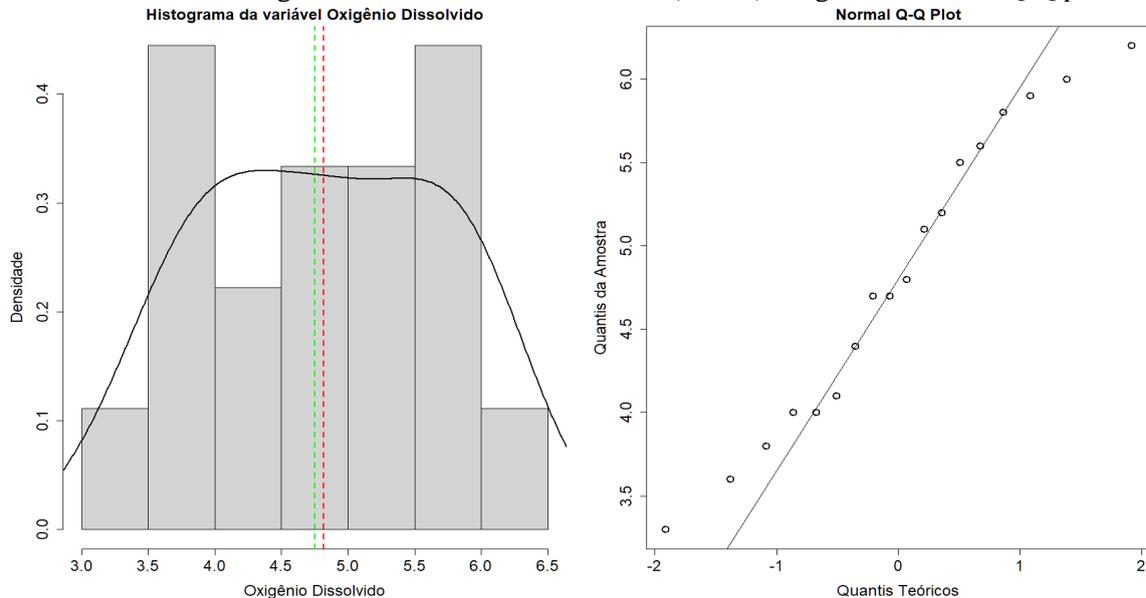
Semelhante ao que foi visto no conjunto de Águas Superficiais Jusante 1, o Nitrogênio Amoniacal não possui uma distribuição normal de seus dados. O histograma foi assimétrico à direita e mais achatado que a distribuição normal e o resultado do teste de Shapiro-Wilk também rejeitaram a hipótese de normalidade dos dados.

Gráfico 21: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.



Os dados de Oxigênio Dissolvido também não seguem uma distribuição normal. Apesar da centralidade da média e mediana (obliquidade muito próximo de zero, veja Tabela 09) e do teste de significância ter sido aceito com p-valor = 0,5199, o achatamento da curva foi considerável, a ponto de novamente ser considerada como um platô.

Gráfico 22: Histograma com a curva de densidade (n = 18) e o gráfico Normal Q-Q plot.



O Gráfico 23 apresenta os dados dispersos da reta na Normal Q-Q plot na parte central da diagonal e o histograma, apesar de apresentar uma distribuição muito próxima da simétrica, com obliquidade igual à -0,04, e do teste de significância ter aceitado a normalidade dos dados de pH com p-valor igual a 0,204, não houve uma concentração de dado em torno da média

assim como a curva foi mais achatada do que a normal, com valor de curtose igual à -1,42. Com isso, a distribuição de dados de pH foi considerada como não normal.

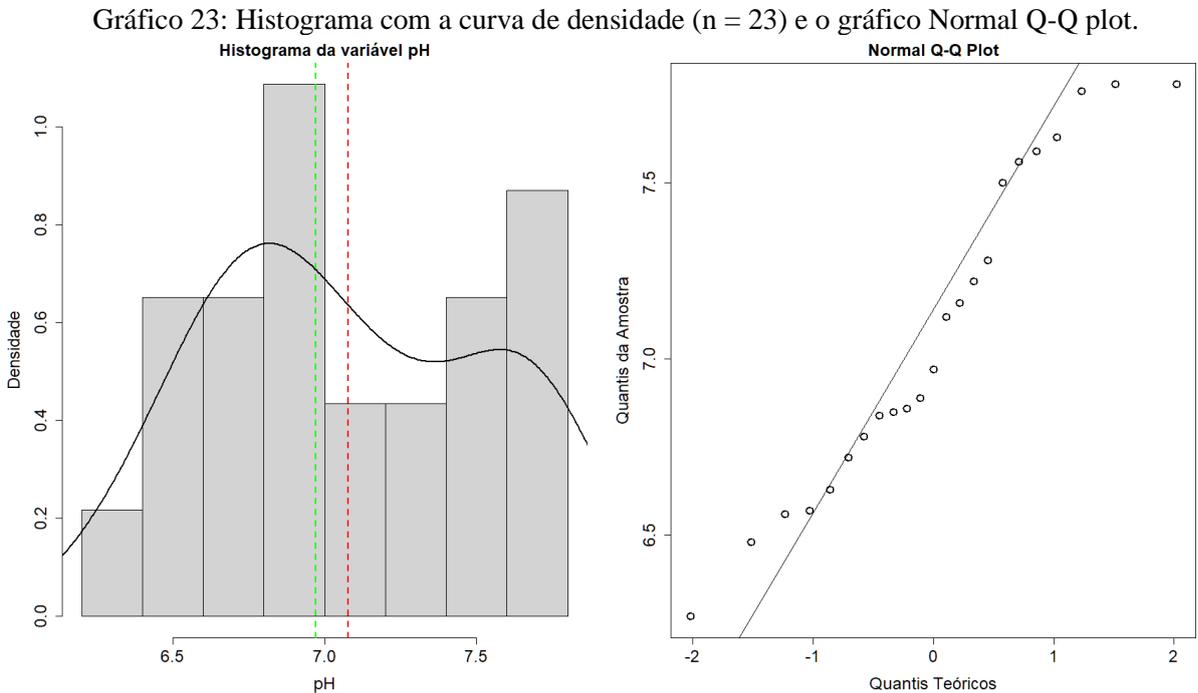


Tabela 5: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk

	DBO	DQO	Nitrogênio Amoniacal	pH	Oxigênio Dissolvido
Média (desvio padrão)	34,22 (20,10)	59,12 (27,77)	13,85 (10,92)	7,08 (0,46)	4,82 (0,90)
Mediana	35,70	57,00	10,92	6,97	4,75
Curtose	-0,82	-0,39	-1,06	-1,33	-1,42
Obliquidade	0,21	0,46	0,54	0,13	-0,04
Shapiro-Wilk (p-valor)	0,96351 (0,5634)	0,97044 (0,7427)	0,90096 (0,02646)	0,94258 (0,204)	0,95562 (0,5199)

5.5.6 Verificação de Normalidade do Conjunto Percolado bruto

Nesta subseção apresentamos os resultados do teste de normalidade apresentado na Tabela 14 do Apêndice A. Foram encontradas e removidas três observações discrepantes da variável pH. A partir das Figuras 34 e 35 foi possível descartar a normalidade dos dados das variáveis DBO e DQO. Os dois histogramas foram assimétricos para a esquerda, os valores de média e mediana não foram próximos, tendo somente a altura da curva semelhante a da normal. O gráfico da Normal Q-Q plot de ambas tiveram os pontos afastados de maneira semelhante à

reta. Além disso, o teste de Shapiro-Wilk rejeitou a hipótese de normalidade dos dados de DQO e aceitou a normalidade dos dados de DBO, mas com p-valor baixo.

Gráfico 24: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot

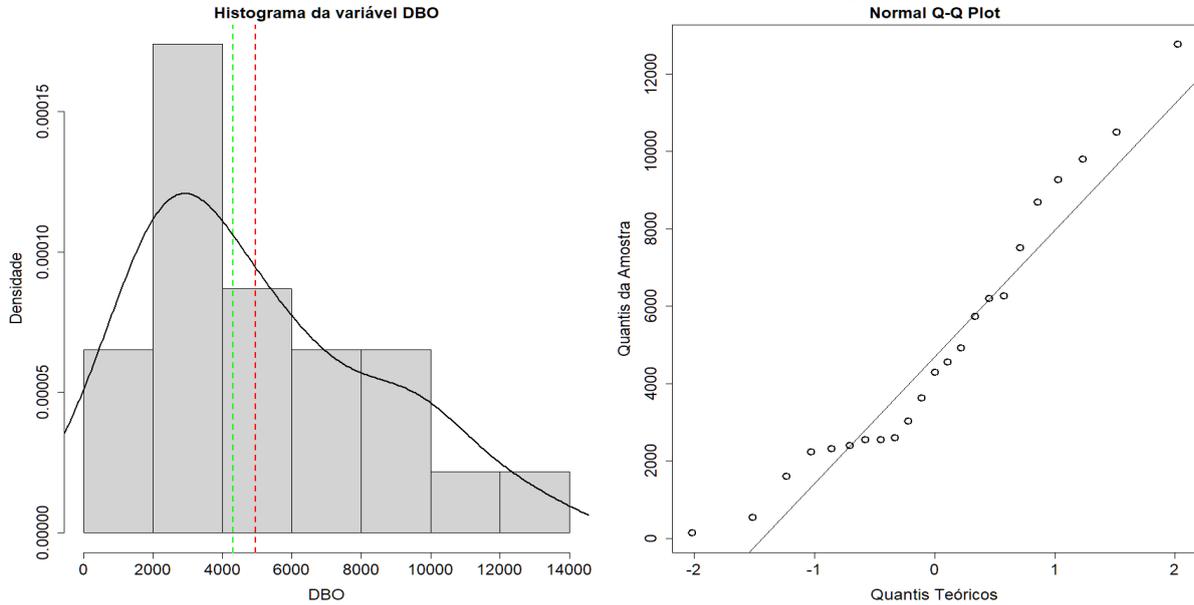
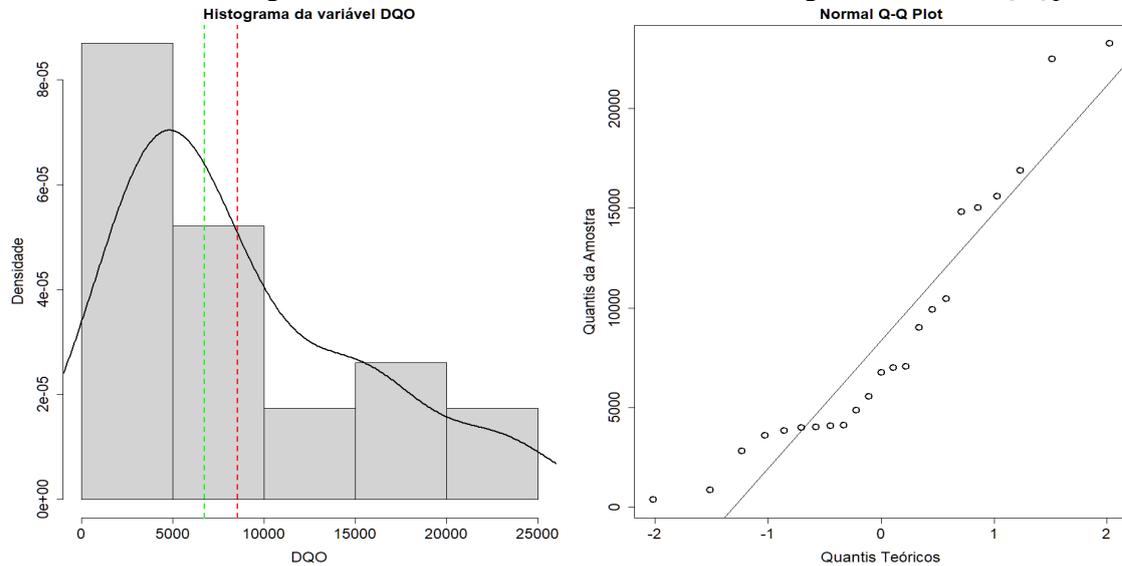
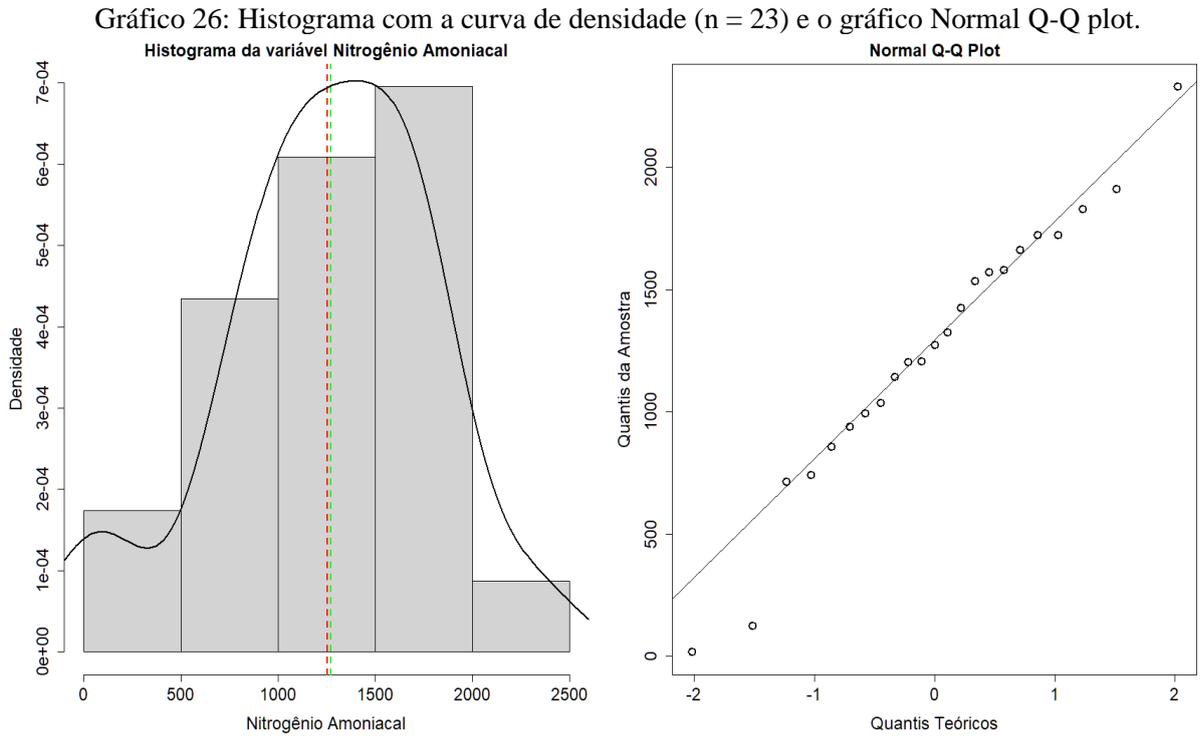


Gráfico 25: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.



Do conjunto de dados de percolado, somente a variável Nitrogênio Amoniacal tem distribuição normal atestada por todos os critérios utilizados.



As observações da variável pH não seguem uma distribuição normal, tendo seus dados muito concentrados à direita (assimétrico). O teste de significância aceitou a hipótese de normalidade com p-valor muito baixo (0,05244) e somente a altura da curva se aproxima da distribuição normal.

Gráfico 27: Histograma com a curva de densidade (n = 20) e o gráfico Normal Q-Q plot.

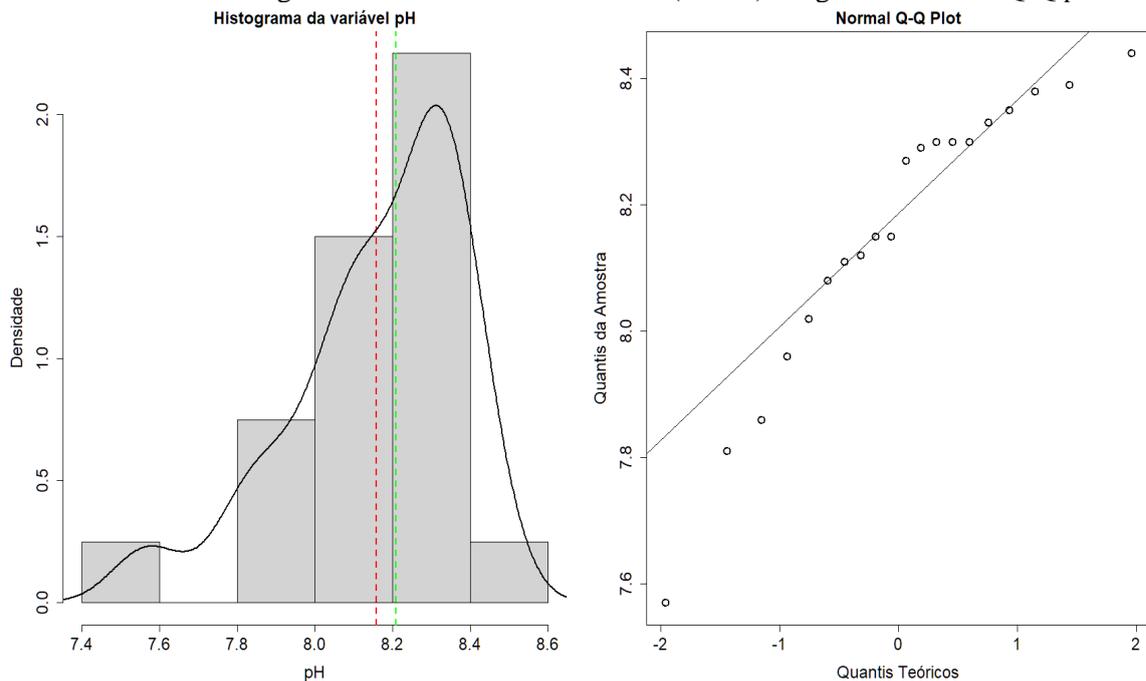


Tabela 6: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk

	DBO	DQO	N Amonical.	pH
Média (desvio padrão)	4963,39 (3413,52)	8551,3 (6511,95)	1255,83 (547,69)	8,16 (0,23)
Mediana	4300,00	6760	1274	8,21
Curtose	-0,72	-0,41	-0,12	0,12
Obliquidade	0,62	0,86	-0,45	-0,94
Shapiro-Wilk (p-valor)	0,93344 (0,1298)	0,88466 (0,01237)	0,96883 (0,661)	0,90554 (0,05244)

5.5.7 Normalidade do Conjunto Efluente de chorume Tratado

Nesta subseção, apresentam-se resultados do teste de normalidade apresentado na Tabelas 15 e 16 do Apêndice A. Para os dados de efluente, após o tratamento do SLU, foram consideradas as observações a partir de fevereiro de 2020, por se tratar de uma amostra pareada com os dados de efluente bruto, que só possui dados a partir de fevereiro de 2020 para todas as variáveis analisadas. Foi encontrada e removida uma observação da variável DQO e uma da Nitrogênio Amoniacal. Assim como foi verificado para as variáveis DBO e DQO no conjunto de dados percolado, as duas observações também não seguem distribuição normal. As duas possuem dados concentrados à direita, valores distantes de média e mediana e sem concentração de valores em torno da média. O teste de Shapiro-Wilk aceitou a hipótese de normalidade da DBO com um p-valor baixo (0,05238) e rejeitou a normalidade da DQO.

Gráfico 28: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.

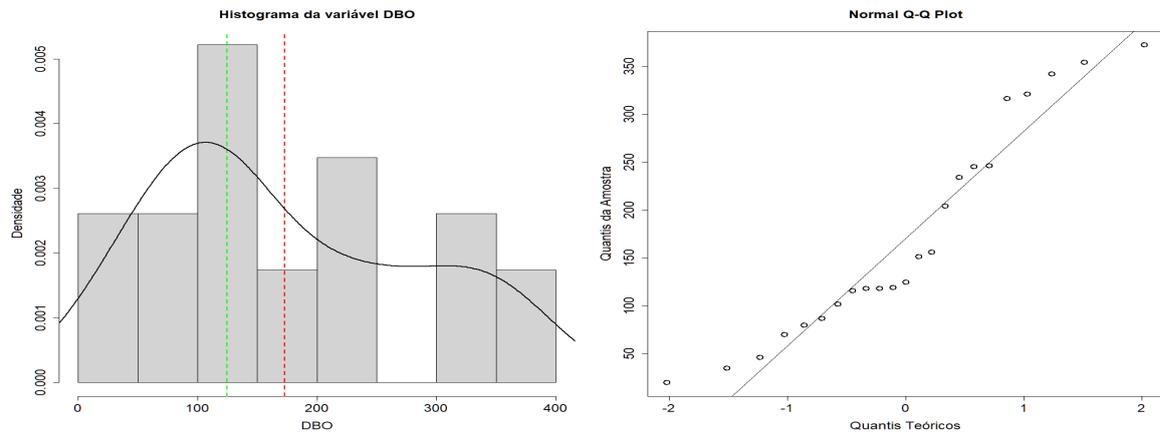
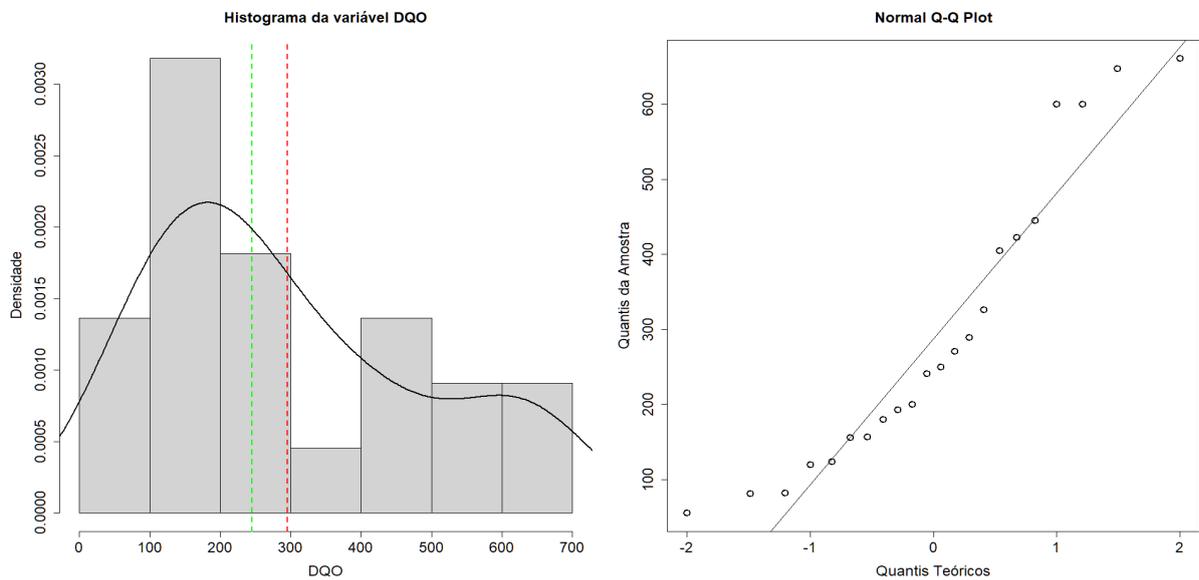
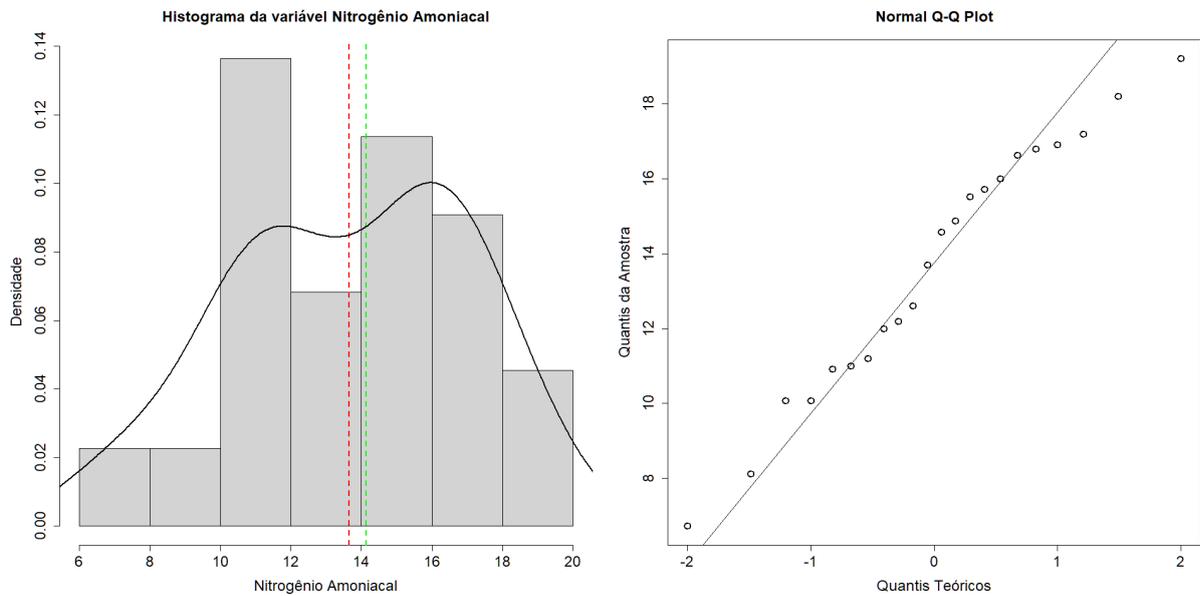


Gráfico 29: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.



A partir do Gráfico 30 e do resultado do teste de significância ($p\text{-valor} = 0,6298$) foi possível atestar que as observações da variável Nitrogênio Amoniacal seguem uma distribuição normal. Apesar de ser um pouco mais achatada, é possível verificar, de fato, que os dados estão concentrados próximos à média e mediana.

Gráfico 30: Histograma com a curva de densidade (n = 22) e o gráfico Normal Q-Q plot.



As observações de pH também seguem uma distribuição normal atestadas por todos os critérios utilizados, com destaque para a simetria muito próxima de zero (veja obliquidade na Tabela 11), a proximidade da média e mediana e a maior concentração de dados em torno delas.

Gráfico 31: Histograma com a curva de densidade (n = 23) e o gráfico Normal Q-Q plot.

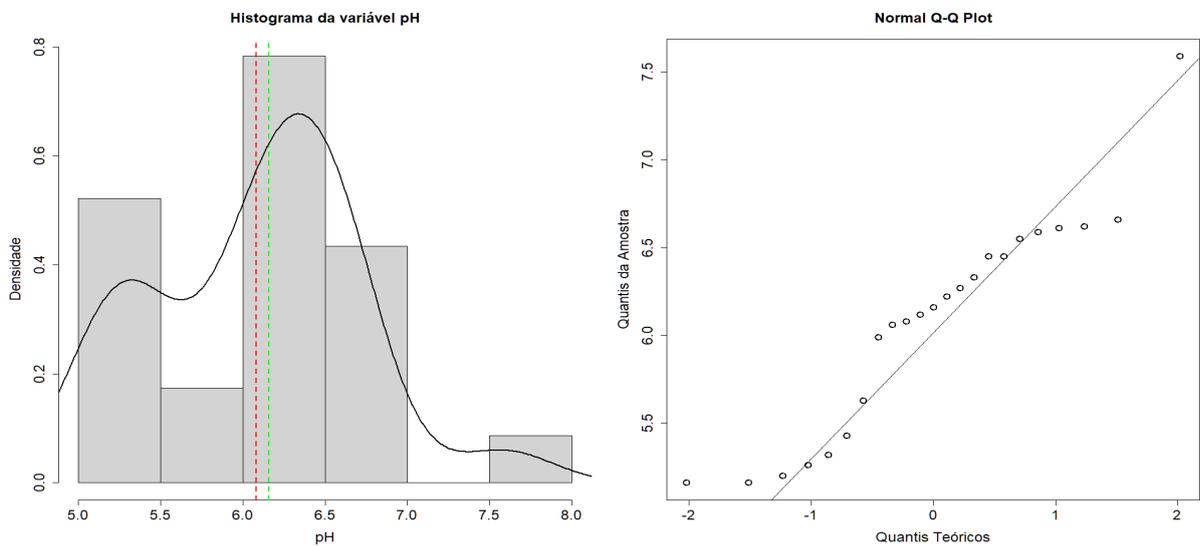


Tabela 7: Estimadores de tendência central, medidas de distribuição e resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk

	DBO	DQO	Nitrogênio Amoniacal	pH
Média (desvio padrão)	172,96 (109,52)	295,78 (192,96)	13,65 (3,38)	6,08 (0,62)
Mediana	124,80	245,50	14,14	6,16
Curtose	-1,22	-0,97	-1,04	-0,43
Obliquidade	0,46	0,65	-0,26	0,12
Shapiro-Wilk (p-valor)	0,91511 (0,05238)	0,89685 (0,02573)	0,96648 (0,6298)	0,92347 (0,07908)

Exposto isto, em frente, avalia-se a aplicação do Método Estatístico para Comparação das Amostras, dando início a finalização das análises dos resultados.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS

Nessa seção, serão apresentados os resultados obtidos a partir da análise estatística descritiva do lançamento de efluentes em mananciais: um estudo comparativo entre o efluente do Aterro Sanitário de Brasília e o efluente da estação de tratamento de esgoto Samambaia da CAESB, por meio de dados documentais fornecidos pela CAESB e pelo SLU.

Essa análise, de caráter temporal, tem por objetivo identificar se a mistura do chorume alterou (ou não) a qualidade final do efluente da ETE de Samambaia. Por meio dessa análise, é possível isolar e aprofundar os estudos sobre a composição do chorume bruto, bem como a eficiência do tratamento realizado pela empresa terceirizada que presta serviço ao SLU e lança esse efluente no Rio Melchior.

Na seção de apêndices é apresentada a Tabela 5, a partir da qual foi gerada a Figura 4, que identifica as vazões tratadas na ETE da CAESB em Samambaia, de 2017 a 2022. Uma curva com tendência descendente no gráfico, após a interrupção do recebimento do chorume do SLU, em meados de 2019, sugeriria que o volume de chorume tratado era significativo, o que de fato não ocorreu, como se pode verificar.

Gráfico 32: Vazão do efluente tratado no ETE Samambaia



As estatísticas descritivas na Tabela 1 evidenciam pequena variabilidade entre o período que precede a interrupção do recebimento e tratamento do chorume naquela ETE e o período após sua interrupção, evidenciando certa manutenção das condições iniciais.

Os desvios-padrão, que indicam quanto os dados se desviam da média, dos dois períodos se assemelham, e a variabilidade dos dados ao longo do tempo pode estar mais relacionada a

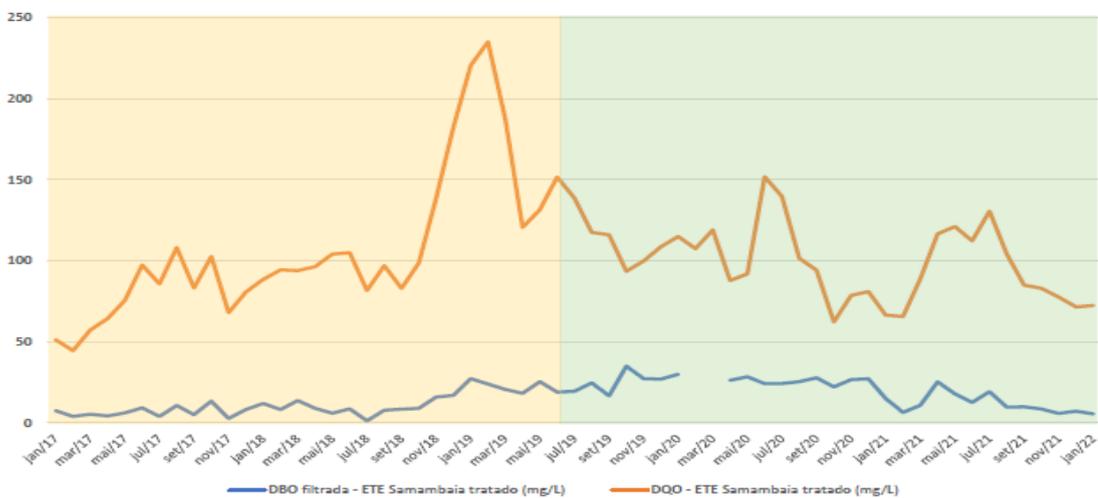
fatores sazonais ou outros fatores, como a eficiência da operação da ETE, por exemplo. Dessa forma, é possível constatar que não houve mudanças significativas com relação à vazão após a interrupção do recebimento e tratamento do chorume naquela ETE do chorume do ASB, que ocorreu em junho de 2019, esse resultado era esperado considerando que a vazão do chorume era bem menos que dos efluentes domésticos e industriais.

Tabela 8: Estatísticas Descritivas da vazão do efluente tratado na CAESB

Período	Mediana (m ³ /dia)	Média (m ³ /dia)	Desvio-Padrão	Mínimo	Máximo
Antes da interrupção	1.322.559	1.355.771	239.950	999.457	1.842.014
Depois da interrupção	1.434.510	1.439.535	344.583	849.056	2.058.827

As Tabelas 6 e 7 do Apêndice A mostram os dados analíticos do efluente tratado na ETE Samambaia, de janeiro de 2017 a janeiro de 2022. A partir dessas tabelas foi gerada a Figura 5, representando os níveis de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) do efluente.

Gráfico 33: Variação dos níveis de DBO e DQO do efluente tratado na ETE samambaia durante o período de janeiro de 2017 a janeiro de 2022



A caracterização de efluentes, por meio de parâmetros globais de controle de poluição, constitui grande parte dos requisitos da legislação de descarte de efluentes. A DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio representa a concentração de matéria orgânica biodegradável presente em um efluente. Corresponde à quantidade de oxigênio consumida pelos microrganismos aeróbicos para degradar os compostos orgânicos biodegradáveis presentes em uma amostra (VON SPERLING, 2005). Ensaio para determinação de DBO podem apresentar diferenças relacionadas à ação de microrganismos que, sendo organismos vivos, podem apresentar

variações em seu desempenho devido à variabilidade na composição das amostras. Além disso, o consumo de oxigênio em testes de DBO não ocorre apenas para a oxidação da matéria orgânica, mas também para a oxidação de substâncias inorgânicas, como sulfetos e íons de ferro (DEZOTTI, 2008). Por outro lado, a DQO, Demanda Química de Oxigênio, corresponde ao consumo de oxigênio devido à oxidação química, por meio de um oxidante forte, da matéria orgânica. O resultado do teste expressa indiretamente a concentração de matéria orgânica, biodegradável e inerte, presente na amostra.

Assim como no teste de DBO, alguns constituintes inorgânicos podem ser oxidados e interferir no resultado do teste de DQO (DEZOTTI, 2008). A relação DBO/DQO dá uma indicação da biodegradabilidade de um efluente (Von Sperling, 2005).

Esse fato se confirma na Tabela 2, de estatísticas descritivas e parâmetros de DBO e DQO, quando comparadas as médias antes e depois da interrupção do recebimento do chorume.

Tabela 9: Estatísticas Descritivas - Parâmetros DBO e DQO

Período	Parâmetro	Média	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
Antes	DBO filtrada (mg/L)	11,09667	8,85	6,974559	1,3	27,3
Depois	DBO filtrada (mg/L)	19,6	22,3	8,6	5,6	35,0
Antes	DQO (mg/L)	107,6714	96,66667	46,61794	44,6	235,1
Depois	DQO (mg/L)	100,0	99,9	23,4	62,3	151,8

Com base nas análises físico-químicas fornecidas pela CAESB, foi possível também estudar os dados da qualidade da água no corpo receptor dos efluentes, nesse caso, os níveis de DBO e DQO presentes no Rio Melchior. Foram fornecidas para esse estudo a análise de três pontos distintos de lançamento. O primeiro se localiza 50 metros a montante do lançamento, o segundo, a cinquenta metros a jusante do lançamento e, por fim, o terceiro cem metros a jusante do lançamento. Desta forma, a partir dos valores das amostras coletadas e identificadas como Jusante 2 já é possível perceber a interferência dos lançamentos da CAESB e do SLU na qualidade da água do Rio Melchior, uma vez que conforme a tabela 2 acima, constata-se uma variação de DBO e DQO

As Tabelas 8, 9, 10, 11, 12 e 13 no Apêndice A, apresentam dados do monitoramento do corpo receptor do efluente, cinquenta metros antes do ponto de lançamento do efluente da CAESB. A partir dessas tabelas foram geradas os Gráficos a seguir.

Gráfico 34: Variação dos níveis de DBO5 e DQO em águas superficiais (Montante) do rio Melchior durante os períodos de fevereiro de 2020 a dezembro de 2021.



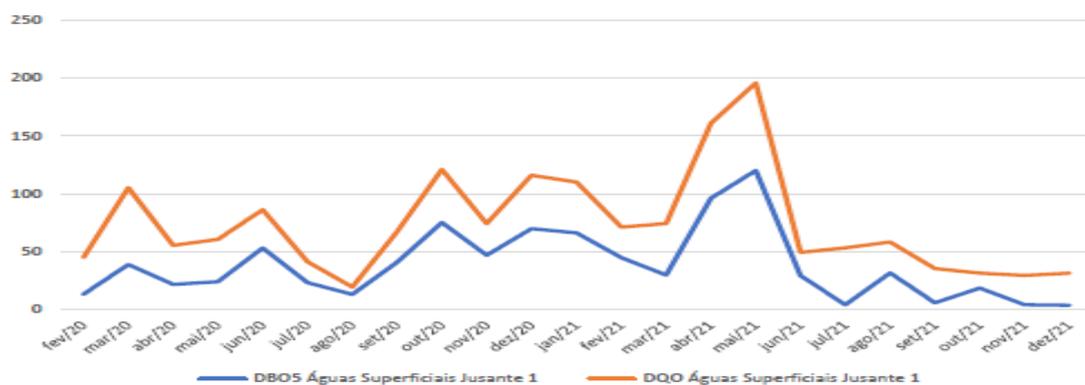
O esgoto, quando não tratado, é uma importante fonte potencial de alteração da composição química dos corpos d'água, prejudicando não só a qualidade da água para uso nas regiões a jusante, mas também alterações físico-químicas que podem alterar a biota que habita esses ecossistemas. A deterioração dos corpos hídricos se deve principalmente à contaminação dos mananciais urbanos, por lançamentos de esgotos domésticos e efluentes industriais (VERCELLINO *et al.*, 2015). A influência dos lançamentos de águas residuárias normalmente apresenta concentrações de carbono orgânico dissolvido, bem como de carbono inorgânico dissolvido, significativamente maior em comparação com pontos sem essa influência (KRUSCHE *et al.*, 1997; VERCELLINO *et al.*, 2015). Assim, o tratamento do chorume é um meio de remoção de matéria orgânica, matéria em suspensão, organismos patogênicos e nutrientes como nitrogênio e fósforo (VERCELLINO *et al.*, 2015), o que pode resultar em uma melhor qualidade do efluente tratado e com menos impacto em comparação com o lançamento de esgoto bruto no meio ambiente.

Com base no CONAMA 430/11, os limites para lançamento de efluentes nos corpos hídricos é de 120 mg/L. Com base nisso e nos parâmetros observados neste estudo, é possível afirmar que a interferência dos lançamentos da CAESB e do SLU ficaram mais evidentes entre os meses de setembro e outubro de 2020 para a montante, atingindo valores de DQO acima dos níveis adequados para disposição em corpos hídricos. No mesmo sentido, o ponto de coleta da Jusante 2, também identificou níveis de DBO e DQO acima da média para compreendidos entre abril e maio de 2021. A relação entre os valores de DQO e DBO pode variar de acordo com as

características do esgoto e à medida que passa pelas diversas etapas do tratamento (BRITO, 2021).

Outro fator a ser considerado, influenciador das variações dos níveis de DBO e DQO, é a temperatura dos meses ao longo do ano. Nos pontos de análise a Montante, Jusante 1 e Jusante 2, nos meses compreendidos entre outubro e março, foi observado uma tendência de diminuição dos níveis de DBO e DQO em relação aos meses anteriores e seguintes. Segundo Tsutiya (2006), o fato de se ter temperaturas mais elevadas no período entre outubro e março e a correlação com um maior consumo de água pela população e uma disponibilidade hídrica elevada, resultam em esgoto mais diluído, o fato de ser no período chuvoso, também corrobora essa informação. Essa poderia ser uma das causas para que medianas do período chuvoso sejam menores que do período seco. Os dados observados corroboram com os resultados relatados por Parente (2021) em outros períodos analisados, em seu estudo sobre a avaliação do desempenho de estações de tratamento de esgotos operadas pela CAESB.

Gráfico 35: Variação dos níveis de DBO5 e DQO em águas superficiais (Jusante 1) do rio Melchior durante os períodos de fevereiro de 2020 a dezembro de 2021



Outros fatores climáticos que podem afetar os sistemas são temperatura e balanço hídrico. Estudos relacionados sobre como a temperatura afeta o processamento são inferidos por Von Sperling (1996), pois nesses sistemas, a radiação solar e as temperaturas relativamente altas auxiliam no processo de tratamento. Em outros casos, também foram observados que o balanço hídrico e a evapotranspiração, em sistemas de tratamento, também são grandes influenciadores no processo de tratamento nas ETEs (SECCHI, KONRAD e TONETTO, 2017). Além disso, estudos indicam que a temperatura pode interferir diretamente no desempenho da atividade microbiana associada ao processo de tratamento (SCARATTI, 2014), especialmente para o grupo metanogênico, que exhibe atividade metabólica aumentada em temperaturas (do efluente) acima de 60°C e diminuiu em temperaturas acima 70°C. Duas faixas ótimas de temperatura são

verificadas para o processo anaeróbico, uma na faixa mesófila (cerca de 35°C) e outra na faixa termofílica (55°C a 60°C).

Solanki *et al.*, (20017) ainda verificou que existe uma relação inversa entre oxigênio dissolvido e temperatura. No verão com o aumento da temperatura da água é comum uma redução do oxigênio dissolvido. Considerando que em meses de inverno devido à diminuição da temperatura, o nível de oxigênio dissolvido tende a aumentar. Esses resultados estão em conformidade com Shrivasta *et al.* (2003) e Ahmed Masood & Krishna Murthy (1990). É neste contexto que, ao longo das últimas décadas, várias tecnologias foram desenvolvidas para melhorar a eficiência dos sistemas de tratamento de efluentes (GARCIA, 2017).

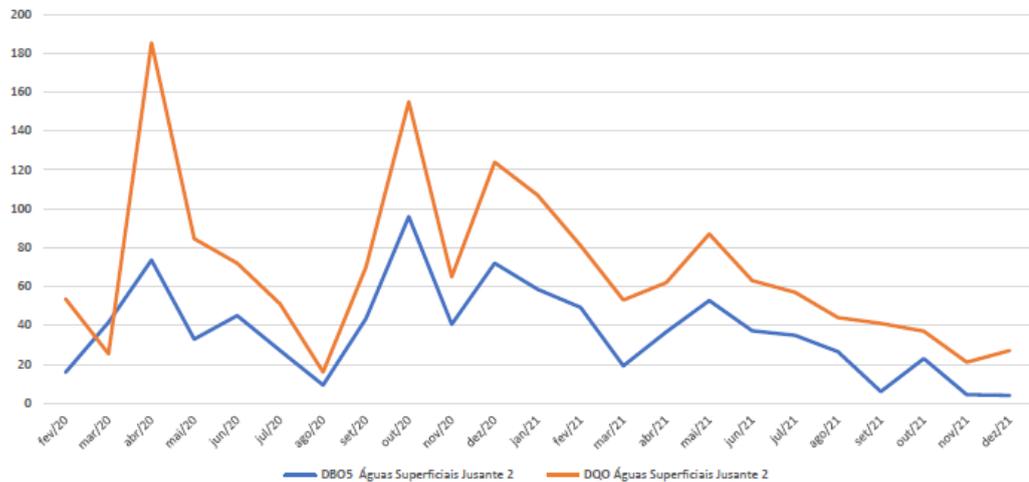
É necessário, logo, que dentro de toda esta conjuntura se apliquem diferentes métodos de avaliação das ETEs, por meio de dados quantitativos, para uma noção mais ampla de como as estações de tratamento de águas residuais agem como produtoras de efluentes que impactam os recursos hídricos, e além, saber como o clima atua comportamento dos parâmetros de qualidade desses efluentes.

A respeito do aumento das concentrações de DBO e DQO identificadas na Montante, de forma significativa, nos meses de setembro e outubro de 2021, verificadas na tabela 2 foi observado no mesmo período em que a vazão do ETE samambaia diminuiu significativamente. Isso sugere ocorrência de uma menor diluição e aumento da carga orgânica do esgoto durante o período.

Analisando-se o conjunto de dados da Jusante 2, para as variáveis que representam a matéria orgânica (DBO5 e a DQO), conforme o Gráfico 5, a maior dispersão dos valores ocorreu com a DBO5. A alta variabilidade da DBO é decorrente das diferentes quantidades de matéria orgânica afluente, isso, porque, para que as bactérias responsáveis pelo tratamento biológico tenham melhor desempenho é preciso que haja um ambiente favorável para que elas se desenvolvam, incluindo a quantidade de substrato disponível (VIANA, 2006). Neste sentido, sugere-se que o balanço inorgânico é mais equilibrado que o orgânico para as condições deste ponto de coleta do presente estudo, ou pode ter havido maiores variações na qualidade das águas superficiais do rio pelo aporte de matéria orgânica (MACHADO *et al.*, 2009).

Outro fator que deve ser levado em consideração é o período de coleta e análise do material. Uma das principais desvantagens do teste DBO é o intervalo de tempo entre a coleta das amostras e o cálculo final dos resultados. Uma vez que o teste de DBO depende de dados de atividade biológica e as maiores interferências serão aquelas substâncias que inibem o crescimento dos microrganismos. Estes incluirão cloro, alcalinidade ou acidez cáustica, ácidos minerais e metais pesados.

Gráfico 36: Variação dos níveis de DBO5 e DQO em águas superficiais (Jusante 2) do rio Melchior durante os períodos de fevereiro de 2020 a dezembro de 2021.



Observa-se uma alta variabilidade entre os meses, indicando diferença discrepante entre os dados. Porém, isso pode ser em parte explicado devido à sazonalidade, a qual influencia nas características do esgoto em função dos usos à qual a água é submetida (SOUZA, 2019). Segundo Von Sperling (2005), o consumo varia com o clima, situação social e econômica e hábitos da população. Em publicações mais recentes, como Garcia (2016), foi relatada a influência da sazonalidade na concentração dos parâmetros do efluente. Neste caso, a análise da sazonalidade na variação dos fluxos tratados foi possível atribuir essa variação devido ao grande número de ligações irregulares de águas pluviais na rede de esgoto, além do aumento da infiltração das águas pluviais e das subterrâneas na rede coletora e nos bueiros que compõem o sistema de coleta e transporte.

O aumento abrupto da concentração de DBO5 e DQO ocorrido em fevereiro/março de 2020 coincide com a queda significativa da vazão, após a ETE atingir seu ponto máximo entre os períodos analisados (Figura 4). Mais uma vez, o aumento na concentração de DBO e DQO pode ser explicado pela ocorrência de uma menor diluição e aumento da carga orgânica do esgoto durante o período, corroborando com os resultados observados por Marçal e Silva (2017), que também identificaram alterações significativas nos níveis de DBO e DQO, conforme a dinâmica de alteração da vazão do efluente tratado. Com o intuito de avaliar minuciosamente a qualidade da água do manancial bem como o impacto dos lançamentos de efluentes da CAESB e do SLU, nos trechos do Rio Melchior acima indicados, foi criada a Tabela 3 de Estatísticas Descritivas e parâmetros de DBO5 e DQO.

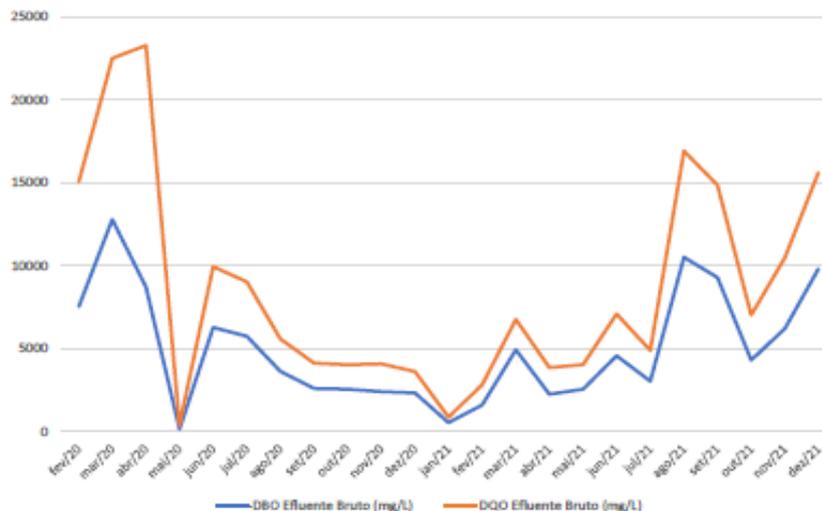
Tabela 10: Estatísticas Descritivas e parâmetros DBO5 e DQO, por trecho.

Trecho	Parâmetro	Média	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
Montante	DBO5	29,63522	25,2	19,11947	2,9	81
Montante	DQO	57,4887	55	25,15881	24	130
Jusante 1	DBO5	37,62609	29,4	30,76975	3,2	120
Jusante 1	DQO	73,34913	60,29	44,19785	19	196
Jusante 2	DBO5	36,90957	36,6	23,48792*	4	96
Jusante 2	DQO	68,77609	62	41,77622	16	185,33

DBO mede apenas matéria orgânica biodegradável e quando este valor se aproxima do DQO, isso significa que mais facilmente biodegradável será o efluente. Mas quando a diferença desses dois parâmetros é muito alta, significa que a fração do material não biodegradável é muito maior do que o de material biodegradável (REPULA *et al.*, 2009). A média de DBO5 e DQO nas amostras a jusante 1 e jusante 2 em comparação com a amostra a montante, ou seja, antes dos lançamentos, sugerem um impacto significativo na quantidade de DBO e DQO na água do rio após os lançamentos dos efluentes da CAESB e do SLU, vale salientar que os pontos de lançamentos das duas instituições são distintos.

A Tabela 14 no Apêndice A, traz as análises do chorume bruto do Aterro Sanitário de Brasília. A partir dessa tabela foi gerado o gráfico a seguir.

Gráfico 37: Concentração de DBO e DQO do chorume bruto



Verifica-se no gráfico acima, produzido com base nos dados disponíveis na Tabela 10, que a DBO chegou a 12.770 mg/l, o Nitrogênio Amoniacal a 2330,72 mg/l e a DQO a 23.267 mg/l. Percebe-se que o material possui elevada carga de matéria orgânica.

Os resultados indicaram grandes concentrações de DBO e DQO durante vários meses do período analisado. Além, as causas que podem provocar essa variação são a influência do

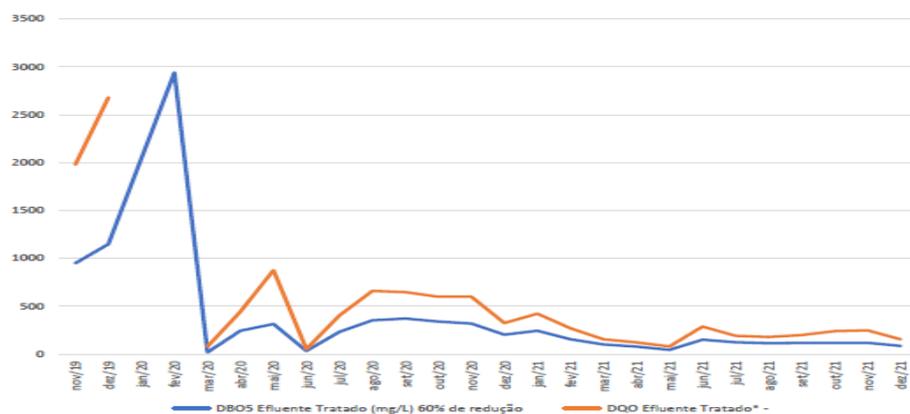
comportamento hidrológico, características do lançamento de efluentes domésticos, agrícolas e industriais no rio (VASCO *et al.*, 2011).

Essa constatação vai ao encontro às percepções dos técnicos da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), que identificaram que a mistura do chorume com o esgoto doméstico e comercial, realizado na ETE da CAESB estava danificando o maquinário da unidade, uma vez que este não foi planejado para executar esse tipo de tratamento.

Além da questão da depreciação dos equipamentos da unidade, o problema de misturar os dois efluentes é reduzir a eficiência da remoção de matéria orgânica das estações de tratamento, por dois motivos. O primeiro diz respeito ao nível de toxicidade do efluente quando concentrado que, se utilizado em abundância, levará a um aumento da carga orgânica da mistura (DA SILVA *et al.*, 2020). O segundo motivo diz respeito à capacidade nominal de tratamento das ETEs, que foram projetadas para tratar apenas efluentes domésticos com determinada carga orgânica. Para diminuir os efeitos negativos desse processo, torna-se necessário a utilização de dispositivos para aumentar a capacidade de autodepuração do sistema, como por exemplo, o aumento da taxa do nível de oxigênio dissolvido (DA SILVA *et al.*, 2020).

Por fim, as Tabelas 15 e 16, do apêndice, apresentam os resultados do chorume efluente do Aterro Sanitário de Brasília, após o tratamento realizado pela empresa contratada pelo SLU. A partir desses dados foi gerado o gráfico abaixo, construído diretamente a partir de uma análise sobre a concentração de DBO e DQO do efluente tratado.

Gráfico 38: Concentração de DBO e DQO do efluente tratado



A partir dos dados de DBO e DQO de efluente bruto e efluente tratado foi gerada a Tabela 4, de estatísticas descritivas e parâmetros de DBO e DQO. Ao avaliar a média, foi possível identificar a eficiência do tratamento empregado no chorume efluente.

Tabela 11: Estatísticas Descritivas – Parâmetros DBO e DQO, por tipo de efluente.

Tipo	Parâmetro	Média	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
Bruto	DBO	4.963,39	4.300	3.413,52	143	12.770
Bruto	DQO	8551,3	6.760	6.511,95	392	23.267
Tratado	DBO5 (mg/L)	346,85	153,8	579,86	20	2.940
Tratado	DQO*	481,779	271	604,715	55,1	2.680

Ao comparar as médias da tabela acima, verifica-se que a DBO teve redução do valor médio de 93,01% e a DQO teve redução do valor médio de 94,37%. Chama atenção o elevado padrão de eficiência do tratamento empregado, bem como da tecnologia de tratamento disponível para a ETE Samambaia, a qual possui um sistema de tratamento composto reatores UASB. O tratamento anaeróbico é preferível em virtude de seus méritos sobre o tratamento convencional (HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Essas vantagens são (i) sua capacidade de tratar altas cargas de DQO e suportar flutuação no efluente, (ii) formação de biogás, e (iii) tratamento eficaz de águas residuais em um curto período (JAMES e KAMARAJ, 2002). Reatores anaeróbicos reduzem carga de poluição e fornecem boa estabilização de sólidos. Além disso, dependendo do projeto de um reator UASB, um alto tempo de retenção de lodo pode ser obtido, permitindo o descarregamento apenas uma vez a cada três ou quatro anos (LETTINGA *et al.*, 2001). O processo UASB foi desenvolvido por Lettinga e colaboradores no final da década de 1970 (METCALF *et al.*, 2003). É usado principalmente para o tratamento de altamente concentrado de águas residuais industriais (FARGHALY *et al.*, 2017); no entanto, também pode ser usado diretamente no tratamento de águas residuais de baixa resistência, como as águas residuais com uma força contaminante relativamente menor (KHAN *et al.*, 2015).

Em comparação com tecnologias aeróbicas, o tratamento anaeróbico em sistemas como o UASB estão sendo incentivados por causa várias vantagens, incluindo design simples, descomplicada construção e manutenção, pequena necessidade de terreno, baixo custo de construção e operação, baixo produção de lodo, robustez em termos de eficiência de remoção de DQO, capacidade para lidar com oscilações de temperatura, pH e concentração de efluente, rápida recuperação de biomassa após o desligamento e geração de energia na forma de biogás ou hidrogênio (ABMA *et al.*, 2010). Essas características tornam o UASB uma popular opção de tratamento e diversos pesquisadores recomendaram a tecnologia UASB para o tratamento de águas residuais de esgoto em regiões tropicais e subtropicais (HALALSHEH *et al.*, 2002; BANIHANI *et al.*, 2013; CAVALCANTI *et al.*, 2003), corroborando com os resultados positivos encontrados nesse estudo por meio deste tipo de tratamento.

A drástica redução dos níveis de DBO e DQO nos mostra que devem ser aprofundados os estudos acerca das características do chorume, bem como dos métodos empregados no referido tratamento. A disposição final desse efluente é uma problemática mundial, e aqui no Brasil não é diferente, com a construção de novos aterros e o fechamento dos antigos lixões é indispensável e urgente alternativas para evitar o lançamento inadequado desse efluente no meio ambiente que, em sua forma bruta, é altamente contaminante ao solo, mananciais e lençóis freáticos. A utilização de técnicas que aceleram a recuperação do meio ambiente é de grande importância, pois o tempo de regeneração natural do solo e da água é considerado significativamente alto. Nesse contexto, a responsabilidade da academia e das indústrias é muito grande porque espera soluções eficazes, menos dispendiosas e menos impactantes ao meio ambiente. Neste sentido, destacamos o trabalho executado pela empresa contratada pelo SLU, bem como a estratégia de tratamento empregada.

Após a verificação da normalidade das amostras para cada parâmetro (DBO, DQO, Nitrogênio Amoniacal, pH e Oxigênio Dissolvido), em cada grupo de dados (Dados da ETE de Samambaia da CAESB e SLU, efluente bruto e tratado, Água superficiais montante 50 m, Jusante 1 e Jusante 2), a etapa seguinte para definição de qual teste estatístico será aplicado depende se as amostras que serão comparadas são dependentes ou não. Considerou-se que duas amostras são dependentes quando as observações entre os dois grupos são pareadas, ou seja, cada sujeito em um grupo tem um outro sujeito correspondente no outro grupo e, desta forma, elas possuem a mesma quantidade de observações que devem ser submetidas a comparação de um teste estatístico.

Neste trabalho, foram realizadas três comparações de média para cada parâmetro. A primeira comparação é entre dados da CAESB e SLU, coletados na ETE de Samambaia, a segunda é entre os dados de efluente bruto e tratado pelo SLU (grupo antes do tratamento aplicado pelo SLU e depois do tratamento) e a última comparação é sobre qualidade da água nas diferentes localizações do efluente (Montante 50m, Jusante 1 e Jusante 2).

Amostras da CAESB e do SLU foram consideradas como independentes porque os valores dos parâmetros coletados sob gestão da CAESB não têm relação com os valores coletados já no período do SLU. Pela natureza das amostras e o tempo entre as coletas, a amostra da CAESB (dados coletados entre 2017 e 2019), e as amostras do SLU são diferentes (anos diferentes, e outros fenômenos podem ter interferido). Portanto, a comparação entre esses dois grupos só pode ser feita a partir de testes que consideram as amostras independentes, como Teste t independente, Análise de Variância (ANOVA), Mann-Whitney e Kruskal-Wallis (CAPP

e NIENOV, 2020).

Já as demais amostras (efluente bruto e tratado e por localização) foram consideradas como amostras dependentes. No primeiro caso, os dados dos parâmetros foram coletados a partir da mesma população, no mesmo período, tendo somente como diferença ser uma amostra anterior (efluente bruto) e uma amostra posterior (efluente tratado), ao tratamento empregado pelo SLU. No caso das três amostras por localidade, elas também foram consideradas como dependentes, pois possuem origem na mesma população, com a diferença em como esses parâmetros são observados nos diferentes pontos de coleta. Dentre os testes estatísticos para amostras dependentes pode-se destacar o Teste t pareado, Wilcoxon, Freeman e GEE (CAPP e NIENOV, 2020).

Além de serem divididos por dependência de observações nos grupos comparados, os testes estatísticos são divididos entre testes paramétricos e não paramétricos. Esta classificação considera a distribuição de dados da amostra avaliada: os testes paramétricos são aplicados em amostras com distribuição normal, em que os parâmetros média e desvio padrão definem as populações que apresentam distribuição normal (CAPP e NIENOV, 2020). Portanto, os testes paramétricos comparam as médias das amostras testadas. Dos citados, os testes t independente e t pareado, ambos para comparação de duas amostras, ANOVA e GEE, para comparação de três ou mais amostras, fazem parte de testes paramétricos.

Já os testes não paramétricos, como o próprio nome sugere, não fazem suposições sobre os parâmetros da distribuição (CAPP e NIENOV, 2020), sendo então indicados para as amostras que comprovadamente são não normais ou quando não se conhece ou há uma incerteza sobre o padrão de distribuição dos dados.

As amostras que não seguem uma distribuição normal são representadas pela mediana e seus quartis ou seus valores mínimo e máximo. Segundo CAPP e NIENOV (2020), quando a amostra tem tamanho menor ou igual a 15 é recomendado utilizar um teste não paramétrico. Dos testes realizados, somente a amostra de pH sob gestão da CAESB (período entre fevereiro de 2017 e junho de 2019) teve tamanho menor ou igual a 15. No entanto, como submetemos a amostra à verificação de normalidade (seção anterior) e essa foi analisada como normal, realizamos os dois tipos de teste com esta amostra.

A partir da normalidade das variáveis analisadas e da dependência e número de amostras a serem comparadas, apresentamos, na Tabela 12, quais testes estatísticos foram selecionados para cada uma das três comparações em relação a cada variável. Nesta tabela são apresentadas as distribuições dos dados de cada amostra e o tipo do teste selecionado. Quando as amostras comparadas seguem diferentes distribuições (normal e não normal), a distribuição não normal

prevalece, sendo utilizado então um teste não-paramétrico (CAPP e NIENOV, 2020).

Tabela 12: Definição dos testes utilizados de acordo com cada amostra

Parâmetro	Grupos	Distribuição de cada amostra	Tipo Teste	Teste
DBO	Dados ETE Samambaia (CAESB x SLU)	-	-	-
	Efluente bruto x efluente tratado	Não normal, Não normal	Não paramétrico	Wilcoxon
	Montante 50m x Jusante 1 x Jusante 2	Não normal, Não normal, Normal	Não paramétrico	Friedman
DBO Filtrada	Dados ETE Samambaia (CAESB x SLU)	Não normal, Não normal	Não paramétrico	Mann-Whitney
	Efluente bruto x efluente tratado	-	-	-
	Montante 50m x Jusante 1 x Jusante 2	-	-	-
DQO	Dados ETE Samambaia (CAESB x SLU)	Normal, Normal	Paramétrico	Teste t independente
	Efluente bruto x efluente tratado	Não normal, Não normal	Não paramétrico	Teste de Wilcoxon
	Montante 50m x Jusante 1 x Jusante 2	Não normal, Não normal, Normal	Não paramétrico	Friedman
Nitrogênio Amoniacal	Dados ETE Samambaia (CAESB x SLU)	Normal, Não Normal	Não paramétrico	Mann-Whitney
	Efluente bruto x efluente tratado	Normal, Normal	Paramétrico	Teste t pareado
	Montante 50m x Jusante 1 x Jusante 2	Não normal, Não normal, Não normal	Não paramétrico	Friedman
pH	Dados ETE Samambaia (CAESB x SLU)	Normal, Normal	Paramétrico	Teste t independente
	Dados ETE Samambaia (CAESB x SLU)	Não Normal, Normal	Não paramétrico	Mann-Whitney
	Efluente bruto x efluente tratado	Não Normal, Normal	Não paramétrico	Teste de Wilcoxon
	Montante 50m x Jusante 1 x Jusante 2	Normal, Normal, Não Normal	Não paramétrico	Friedman
Oxigênio Dissolvido	Dados ETE Samambaia (CAESB x SLU)	-	-	-
	Efluente bruto x efluente tratado	-	-	-
	Montante 50m x Jusante 1 x Jusante 2	Normal, Não normal, Não normal	Não paramétrico	Friedman

Nos testes de comparação entre duas amostras se buscou evidenciar estatisticamente que

os dois grupos são diferentes. Esta intenção é definida pela hipótese alternativa que pode assumir que os dois grupos são diferentes, ou seja, possuem valor de média e/ou mediana estatisticamente diferentes, ou mais especificamente que a média/mediana de um grupo é maior ou menor do que a do outro.

Seja qual for a escolha da hipótese alternativa, a hipótese nula configura o que não quer provar e sua definição será complementar a da hipótese alternativa. Diga-se que dois grupos são estatisticamente diferentes quando o seu valor p resultante for menor ou igual a um nível de significância alfa estabelecido. Os valores comumente utilizados são 0,05 e 0,01 e, neste trabalho, utilizou-se o valor de alfa = 0,05.

Tabela 13: Funções do R utilizadas para executar cada teste

Teste	Função
Levene	leveneTest (valores ~ grupos) (FOX e WEISBERG, 2019)
t independente	t.test (grupo1, grupo2, paired = FALSE, var.equal)
t pareado	t.test (grupo1, grupo2, paired = TRUE)
Wilcoxon	wilcox.test (values ~ groups, exact = TRUE)
Mann-Whitney	wilcox.test (values ~ groups, exact = FALSE)
Friedman	friedman.test (y = values, groups, blocks)
Conover's All-Pairs Comparisons	frdAllPairsConoverTest(y = values, groups, blocks, p.adjust.method = "bonf") (POHLERT, 2022)

Os dois testes de Levene, aplicados anteriormente ao teste t independente, indicaram que as variâncias dos grupos são iguais. Para os dados de DQO, o teste obteve como estatística de teste $F = 0,0159$ e um valor $p = 0,9002$, aceitando a hipótese nula de variâncias iguais. O mesmo ocorreu para as amostras de pH, com $F = 0,1161$ e valor $p = 0,7353$. Na Tabela 13, apresenta-se um resumo das medidas de tendência central e seus desvios entre as amostras da CAESB e do SLU de cada parâmetro.

Tabela 14: Comparação das medidas de cada amostra no formato média (desvio padrão) e mediana (mínimo – máximo) seguido do tamanho da amostra representada por “n”

Parâmetro	CAESB	SLU
DBO filtrada	9 (1,3 - 27,3) (n = 29)	24,2 (5,9 - 35) (n = 25)
DQO	94,13 (24,43) (n = 25)	98,36 (22,8) (n = 27)
Nitrogênio Amoniacal	54,2 (31,8 - 7,3) (n = 27)	46,6 (37,3 - 54,5) (n = 26)
pH	7,04 (5,91 - 7,32) (n = 15)	7,19 (0,15) (n = 25)
	7,09 (0,15) (n = 14)	7,19 (0,15) (n = 25)

Tabela 15: Resumo dos testes estatísticos entre as amostras de chorume recebidas pela CAESB e pelo SLU

Parâmetro	Estatística do teste	p-valor	Hipótese nula	Hipótese alternativa
DBO Filtrada	W = 155,5	0,9998	Aceita	Mediana CAESB > Mediana SLU
		0,00017	Rejeitada	Mediana CAESB < Mediana SLU
DQO	t = -0,6466 (df = 50)	0,7396	Aceita	Média CAESB > Média SLU
		0,2604	Aceita	Média CAESB < Média SLU
		0,5208	Aceita	Média CAESB != Média SLU
Nitrogênio Amoniacal	W = 531,5	0,0006803	Rejeitada	Mediana CAESB > Mediana SLU
		0,9854	Aceita	Mediana CAESB > Mediana SLU
pH	W = 110	0,01567	Rejeitada	Mediana CAESB < Mediana SLU
		0,9772	Aceita	Média CAESB > Média SLU
	t = -2,0698 (df = 37)	0,02275	Rejeitada	Média CAESB < Média SLU

Das comparações realizadas entre as amostras da CAESB e do SLU, somente o teste do parâmetro Nitrogênio Amoniacal rejeitou a hipótese nula de que a mediana da CAESB era menor ou igual à do SLU.

Para os demais parâmetros, um segundo ou terceiro teste (no caso da DQO) foi necessário para inferir a relação entre as amostras. Os parâmetros DBO filtrada e pH, para ambos testes, foram considerados como estatisticamente diferentes, sendo a medida de tendência central (média ou mediana) das amostras da CAESB menores do que a do SLU. Portanto, segundo estes dois parâmetros, o chorume tratado pelo SLU apresentou maior concentração de DBO filtrada e pH do que o da CAESB.

Já para o parâmetro DQO, o primeiro teste aceitou a hipótese de que a média dos dados da CAESB foi menor ou igual à média do SLU. O segundo teste aceitou que a média da CAESB era maior ou igual à do SLU. Portanto, no último teste, foi aceita a hipótese nula de que as médias dos dois grupos são estatisticamente iguais, e, conseqüentemente, pode-se concluir que a concentração de DQO no chorume foi a mesma sob os dois tratamentos (CAESB e SLU).

Na Tabela 16, apresenta-se um resumo das medidas de tendência central e seus desvios entre as amostras de chorume do efluente bruto e efluente tratado de cada parâmetro. Como as amostras de efluente bruto e efluente tratado são dependentes, obrigatoriamente as amostras devem ter o mesmo tamanho. Por isso, removeu-se a observação de outubro de 2020 da amostra de Nitrogênio Amoniacal do efluente bruto, porque a medida correspondente na amostra de efluente tratado foi numericamente indefinida: “<0,96”.

Tabela 16: Comparação das medidas de cada amostra no formato média (desvio padrão) e mediana

(mínimo – máximo) seguido do tamanho da amostra representada por “n”

Parâmetro	Efluente bruto	Efluente tratado
DBO	4300 (143 - 12770) (n = 23)	124,8 (20 - 372) (n = 23)
DQO	6760 (392 - 23267) (n = 23)	250 (55,1 - 877,33) (n = 23)
Nitrogênio Amoniacal	1243,07 (557,07) (n = 22)	13,65 (3,38) (n = 22)
pH	8,15 (6,99 - 8,44) (n = 23)	6,16 (5,16 - 7,59) (n = 23)

Foi possível verificar, na Tabela 17, que todas as hipóteses nulas de que a medida central da amostra de efluente bruto era menor ou igual à medida coletada do efluente tratado foram rejeitadas com valores de p muito pequenos. Este resultado confirma, estatisticamente, que o tratamento aplicado pelo SLU conseguiu diminuir significativamente os níveis de DBO, DQO, Nitrogênio Amoniacal e pH da mistura do chorume.

Tabela 17: Testes estatísticos entre as amostras de chorume do efluente bruto e efluente tratado

Parâmetro	Estatística do teste	p-valor	Hipótese nula	Hipótese alternativa
DBO	V = 276	$1,444424 \cdot 10^{-5}$	Rejeitada	Mediana efluente bruto > Mediana efluente tratado
DQO	V = 276	$1,444424 \cdot 10^{-5}$	Rejeitada	Mediana efluente bruto > Mediana efluente tratado
Nitrogênio Amoniacal	t = 10,344 (df = 21)	$5,343645 \cdot 10^{-10}$	Rejeitada	Média efluente bruto > Média efluente tratado
pH	V = 276	$1,444424 \cdot 10^{-05}$	Rejeitada	Mediana efluente bruto > Mediana efluente tratado

Na Tabela 18, apresentamos um resumo das medidas de tendência central e seus desvios entre as amostras coletadas a Montante 50 m, Jusante 1 e Jusante 2, para cada parâmetro.

Tabela 18: Comparação das medidas de cada amostra no formato média (desvio padrão) e mediana (mínimo – máximo) seguido do tamanho da amostra representada por “n”

Parâmetro	Montante 50m	Jusante 1	Jusante 2
DBO	25,2 (2,9 - 81) (n = 23)	29,4 (3,2 - 120) (n = 23)	36,6 (4 - 96) (n = 23)
DQO	55 (24 - 130) (n = 23)	60,29 (19 - 196) (n = 23)	62 (16 - 185,33) (n = 23)
Nitrogênio Amoniacal	13 (0,51 - 49) (n = 23)	10,64 (0,98 - 71,68) (n = 23)	10,92 (0,33 - 34,16) (n = 23)
pH	7,25 (6,15 - 8,04) (n = 23)	6,87 (5,8 - 7,78) (n = 23)	6,97 (6,27 - 7,78) (n = 23)
Oxigênio Dissolvido	4,4 (3,3 - 16) (n = 19)	4,7 (3,3 - 10,8) (n = 19)	4,8 (3,3 - 9) (n = 19)

Os dados apresentados na Tabela 18 mostram que a concentração de DBO e Nitrogênio Amoniacal foram significativamente diferentes em pelo menos duas das localidades em que

foram coletadas. Com isso, a fim de verificar quais das amostras foram diferentes entre si, nós executamos o teste “*Conover's All-Pairs Comparisons*”. Este teste indicou que a concentração de DBO e Nitrogênio foi significativamente diferente entre as amostras de Montante 50m e Jusante 2, com valor p igual a respectivamente 0,021 (DBO) e 0,018 (Nitrogênio) sendo maior a jusante. Já aos demais parâmetros foi atestado que não houve diferença significativa entre as diferentes amostras.

Tabela 19: Testes estatísticos de chorume coletadas no Montante 50m, Jusante 1 e Jusante 2

Parâmetro	Estatística	p-valor	Hipótese nula	Hipótese alternativa
DBO	$\chi^2(3) = 8,0889$ (df = 2)	0,01752	Rejeitada	Mediana Montante == Mediana Jus1 == Mediana Jus2
DQO	$\chi^2(3) = 1,7753$ (df = 2)	0,4116	Aceita	Mediana Montante == Mediana Jus1 == Mediana Jus2
Nitrogênio Amoniacal	$\chi^2(3) = 8,7692$ (df = 2)	0,01247	Rejeitada	Mediana Montante == Mediana Jus1 == Mediana Jus2
pH	$\chi^2(3) = 5,6923$ (df = 2)	0,05807	Aceita	Mediana Montante == Mediana Jus1 == Mediana Jus2
Oxigênio Dissolvido	$\chi^2(3) = 1,8356$ (df = 2)	0,3994	Aceita	Mediana Montante == Mediana Jus1 == Mediana Jus2

Exposto isto, em frente, apresenta-se a análise de Custos do Tratamento de Chorume, findando-se as análises dos resultados.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção de resíduos sólidos urbanos está diretamente relacionada ao desenvolvimento da atividade humana. Nesse sentido, o acentuado avanço tecnológico e a urbanização têm causado aumento do consumo de produtos pela população e, conseqüentemente, contribuído para o aumento expressivo do volume de resíduos que são descartados anualmente. Mais de um bilhão de toneladas de resíduos são produzidos em todo o mundo e esse volume deve aumentar ao longo dos anos, atingindo cerca de 2,2 bilhões de toneladas até 2025. A preocupação nessa área é fundamental.

Com base na presente pesquisa e na literatura analisada, foi possível perceber que para lixiviados jovens de aterro, a relação DBO/DQO é alta, variando entre 0,5 e 0,8, devido à

presença de ácidos graxos voláteis, que constituem grande parte da DQO. Os lixiviados de aterros antigos apresentam uma relação DBO/DQO reduzida, atingindo valores inferiores a 0,05, uma vez que a maior parte dos compostos biodegradáveis já foi degradada (GOMES, 2009). Águas residuais domésticas não tratadas têm uma relação DBO/DQO variando de 0,4 a 0,6, indicando alta biodegradabilidade (VON SPERLING, 2005).

Os dados analisados indicam, a partir da análise da curva gerada com os valores de DBO e DQO, que não houve mudanças significativas nos parâmetros do efluente tratado pela CAESB a partir de julho de 2019.

Acerca do aumento significativo das concentrações de DBO e DQO identificadas a montante dos lançamentos, nos meses de setembro e outubro de 2021, foi observado no mesmo período que a vazão da ETE Samambaia diminuiu significativamente.. Essa afirmação também vai ao encontro à constatação vista nas análises do alto potencial poluidor do chorume efluente do Aterro Sanitário de Brasília.

Através desse estudo foi possível comprovar também que o tratamento realizado pelo SLU é efetivo para o fim que se propõe, do tratamento aplicado pela empresa contratada pelo SLU em relação ao aplicado pela CAESB. Ficou demonstrado que essa constatação não é um evento aleatório, mas sim diferença real, provada a partir da aplicação de testes de hipótese ou testes de significância. Os testes de hipótese foram aplicados na última etapa da cadeia de inferência estatística que se inicia com a formulação de uma hipótese, desenho de experimento, coleta de dados e a inferência estatística (generalização), que visa aplicar os resultados do experimento de um conjunto amostral em uma população maior (BRUCE, A. e BRUCE, P., 2019).

De fato, a coleta e a análise de dados apresentados, em consonância com a metodologia aplicada, revelam que os objetivos do trabalho foram alcançados, bem como respondeu de forma efetiva à hipótese do projeto. Assim, por ser resultante diretamente de uma decomposição de matérias orgânicas, micro-organismos, fungos, bactérias e pequenos animais, o chorume gerado no Aterro Sanitário de Brasília possui alta carga poluente quando em seu estado bruto, o que corrobora para supor que o chorume recebido pela CAESB,, de 2017 a 2019, afetou de forma significativa as estruturas da ETE de Samambaia, por possuir alta carga de matéria orgânica, altos níveis de DBO, DQO e diversos componentes que a estrutura daquela ETE não foi planejada para receber.

Conhecer e replicar essas práticas de tratamento nos diversos aterros e lixões do Brasil irá contribuir de forma significativa para diminuir os índices de poluição do solo, mananciais e lençóis freáticos, bem como esse conhecimento deve ser atrelado ao processo

de planejamento da implantação de aterros sanitários no país, tendo em vista a necessidade de se pensar sempre uma forma ambientalmente segura e sustentável de se realizar o lançamento dos efluentes gerados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABMA, W. R. et al. Upgrading of sewage treatment plant by sustainable and cost-effective separate treatment of industrial wastewater. **Water science and technology**, v. 61, n. 7, p. 1715-1722, 2010.
- AFRIDI, Z. U. R. *et al.* Novel insight of spatial mass transfer conditions of upflow anaerobic reactor. **Journal of Cleaner Production**, v. 204, p. 390–398, dez. 2018.
- AHMED, M.; KRISHNAMURTHY, R. Hydrobiological studies of Wohar Reservoir Aurangabad (Maharashtra state) India. **Journal of Environmental Biology**, v. 11, n. 3, p. 335-343, 1990.
- AMMAN, R.; GLÖCKNER, F.O.; NEEF, A. Modern methods in subsurface microbiology: in situ identification of microorganisms with nucleic acid probes. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 20, n. 3-4, p. 191-200, 1997.
- AKUNNA, J. C. **Anaerobic waste-wastewater treatment and biogas plants: a practical handbook**. CRC Press, 2018.
- ANDRADE, J. **Tratamento de percolado de aterros de resíduos sólidos urbanos enfatizando o uso de processos oxidativos avançados**. Mestrado (Dissertação), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2002.
- ANDRADE NETO, C. O. **Filtro anaeróbico aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. Doutorado (Tese de Doutorado), NISAM - USP – Núcleo de Informações em Saúde Ambiental da USP, Campina Grande, 2004.
- ANGELAKIS, A. N. **Management of wastewater by natural treatment systems with emphasis on land-based systems**. In: LETTINGA, G.; LENS, P.; ZEEMEN, G. (Editors). *Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation*. Wageningen, 2001.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **NBR 8849 – Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1985.
- BANIHANI, Qais H.; FIELD, Jim A. Treatment of high-strength synthetic sewage in a laboratory-scale upflow anaerobic sludge bed (UASB) with aerobic activated sludge (AS) post-treatment. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 48, n. 3, p. 338-347, 2013.
- BARKER, D. J.; STUCKEY, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. **Water Research**, v. 33, n. 14, p. 3063- 3082, 1999.
- BENTO, A. P. et al. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 329-338, 2005.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília (DF). Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, Distrito Federal, 199

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 12 de 19 de julho de 2000**. Dispõe sobre o enquadramento de corpos de água em classes segundo os usos preponderantes. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, Distrito Federal, 2000.

BRASIL. **Descritivo dos Sistemas de Tratamentos de Esgotos das ETEs Samambaia e Melchior POE/DP/CAESB – 2022**. Decreto nº 8.539, Brasília, Distrito Federal, out/2015

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 13 de maio de 2011**. Brasília, Distrito Federal, 2011.

BRITO, M. V. M. **Eficiência das estações de tratamento de esgoto da grande Aracaju**. Mestrado (Dissertação), DEC - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 17 de março de 2005**. Brasília, Distrito Federal, 2005.

BRUCE, A.; BRUCE, P. **Estatística Prática para Cientistas de Dados: 50 Conceitos Essenciais**. Alta Books: Rio de Janeiro, 2019

BRUNO, M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento anaeróbio de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores UASB em dois estágios. **Engenharia Agrícola**, v. 28, p. 364-377, 2008.

CALIJURI, M. L. et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Eng. Sanit. Ambient**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 421-430, set/2009

CTPA/CRH-DF. Câmara Técnica Permanente de Assessoramento. **Norma Técnica nº 04/2014 – Enquadramento dos corpos de água superficiais do Distrito Federal**. Distrito Federal, ago/2014

CARMO, M. S.; BOAVENTURA, G. R.; OLIVEIRA, E. C. Geoquímica das águas da bacia hidrográfica do Rio Descoberto, Brasília/DF. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 28, n. 4, 2005

CARVALHO, N. B. et al. Importância do Tratamento e Manutenção de Efluentes Residenciais: Estudo de Caso na Região de Aracaju. **Caderno De Graduação - Ciências Exatas E Tecnológicas - UNIT - SERGIPE**, v. 6, n. 2, p-53-60, 2020

CASAROTTI, E. G. et al. Avaliação da influência do vento na circulação de uma lagoa de estabilização. **Eng. Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 4, p. 401-412, Dec. 2012..

CASTILHOS JUNIOR, A. B. **Resíduos sólidos urbanos: aterros sustentável para municípios**

de pequeno porte. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions**. Wageningen University and Research, 2003.

CCME – CANADIAN COUNCIL OF MINISTERSS OF THE ENVIRONMENT. **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**. CCME Water Quality. Ontário, Canadá: Conselho Canadense de Ministros do Ambiente. 2001.

CHONG, S. *et al.* The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. **Water Research**, v. 46, n. 11, p. 3434–3470, jul/2012.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D.; Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiental Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 172-185, abril/2013.

CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. **Sistema de esgoto**. Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/esgoto/sistemas-de-esgotamento.html>>. Acesso em: 05 de fev. De 2021.

CORAUCCI FILHO, B. et al. **Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo**. In: CAMPOS, R.C. (Coordenador). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999

COURAS, C.S. et al. Anaerobic degradation of dairy wastewater in intermittent UASB reactors: influence of effluent recirculation. **Environmental Technology**, v. 36, n. 17, set/2015.

DAVIES, P. S. **The biological basis of wastewater treatment**. Glasgow, UK: Strathkelvin Instrument Ltd, 2005

DA SILVA, F. V. et al. Redução de cor e turbidez no tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário. **Revista Expressão Científica (REC)**, v. 5, n.3, p. 62-71, 2020.

DEZOTTI, M. (Coord.) **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

DORN, T.; FLAMME, S.; NELLES, M. A review of energy recovery from waste in China. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 30, n. 4, p. 432–441, 5 abr. 2012.

DO VASCO, A. N, et al. **Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim**. Mestrado (Dissertação), Sergipe, Brasil. 2011.

EI-FADEL M., A. FINDIKAKIS; J. LECKIE. Modeling Leachate Generation and Transport in Solid Waste Landfills. **Environmental Technology**, Volume 18, pp. 669- 686. 2002.

FACELI, K. *et al.* **Inteligência artificial: uma abordagem de aprendizado de máquina.** Rio de Janeiro: LTC. 2ª ed., 2021

FARGHALY, A.; TAWFIK, A. Simultaneous hydrogen and methane production through multi-phase anaerobic digestion of paperboard mill wastewater under different operating conditions. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 181, n. 1, p. 142-156, 2017.

FORNEY, L. J. *et al.* Structure of microbial communities in activated sludge: potential implications for assessing the biodegradability of chemicals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 49, n. 1, p. 40-53, 2001.

GARCIA, M. M. **Avaliação comparativa de desempenho operacional de ETEs do município de Blumenau.** 2016. 176 f. TCC (Graduação), Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016

GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. **Decreto nº 30.183, de 23 de março de 2009.** Aprova alterações no regimento interno do Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal e dá outras providências. Brasília/DF, mar. 2009.

GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. **Lei Distrital nº 2.725, de 13 de junho de 2001.** Institui a Política de Recursos Hídricos e cria o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Brasília/DF, jun. 2001.

GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. **Lei Distrital nº 3.365, de 16 de junho de 2004.** Cria a Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal – ADASA/DF e dá outras providências. Brasília/DF, jun. 2004.

GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. **Lei Distrital nº 3.984, de 28 de maio de 2007.** Cria o Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Distrito Federal — Brasília Ambiental e dá outras providências. Brasília/DF, 2007.

GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. **Plano Integrado de Enfrentamento da Crise Hídrica.** Governo de Brasília, p.03-67, 2017.

GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. **Cartilha Mensageiros da Água – Orientações para práticas pedagógicas. IBRAM/CAESB.** Brasília, 2017. Lei 12.305/10. (s.d.). Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasil.

GOMES, L.P. (Coord.). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009.

HALALSHEH, M. M. **Anaerobic pre-treatment of strong sewage A proper solution for Jordan.** Wageningen University and Research, 2002.

JAMES, P. S.; KAMARAJ, S. Immobilized cell anaerobic bioreactors for energy production from agro-industrial waste waters-An introduction. **Bioenergy News**, v. 6, n. 3, p. 10-15, 2002.

JIANG, H.; LIU, J.; HAN, W. The status and developments of leather solid waste treatment: A

mini-review. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 34, n. 5, p. 399–408, 4 maio 2016.

JUCÁ, J. F. T. **Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil**. In: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO 2003, Porto Alegre, 2003.

KHAN, A. A.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sludge profiling at varied organic loadings and performance evaluation of UASB reactor treating sewage. **Biosystems Engineering**, v. 131, p. 32-40, 2015.

LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. A. **Fundamentos de metodologia científica**. 5. Ed. São Paulo: Atlas 2003.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. **TRENDS in Biotechnology**, v. 19, n. 9, p. 363-370, 2001.

MACHADO, W.P.C. et al. Qualidade da água do rio conradolocalizado na bacia hidrográfíca do rio pato branco -sudoeste do estado do paraná. **Raega – O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 17, p. 53-64, 15 jun/2009.

MARÇAL, D. A.; SILVA, C. E. Avaliação do impacto do efluente da estação de tratamento de esgoto ETE-Pirajá sobre o Rio Parnaíba, Teresina (PI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 761-772, 2017.

MADONI, P. A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. **Water Research**, v. 28, n. 1, p. 67- 75, 1994.

MEYER, D. et al. **Misc Functions of the Department of Statistics, Probability Theory Group** (Formerly: E1071), TU Wien. R package version, 2021

MIOT, H. A. Avaliação da normalidade dos dados em estudos clínicos e experimentais. **Jornal Vascular Brasileiro [online]**. v. 16, n. 2, p. 88-91, 2017.

MORAVIA, W. G. et al. **Dimensionamento e avaliação de lagoas aeradas para tratamento de efluentes de aterro sanitário estabilizado**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (ABES), Recife, 2009.

PARENTE, V. R. **Avaliação do desempenho de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) operadas pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB)**. Brasília, Distrito Federal, 2021.

PERÍGOLO, R. A. **Avaliação do Emprego de Lagoas de Estabilização em Escala Piloto para Pesquisa de Tratamento de Esgoto Doméstico**. Mestrado (Dissertação), Universidade de Brasília, DF, 2004.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 28, p. 585-602, 1986.

POLIDO, L. H. **Proposta de projeto e estimativa de custos de uma estação de tratamento de esgoto para o campus Ecoville da UTFPR**. 88 f. TCC (Graduação)- Curso de Engenharia de Produção Civil, Departamento Acadêmico de Construção Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

POOLE, J. E. P. A study of the relationship between the mixed liquor fauna and plant performance for a variety of activated sludge sewage treatment works. **Water Research**, v. 18, n. 3, p. 281-287, 1984

PORTAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS. Indicadores de qualidade – índice de qualidade das águas (IQA). Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-idade-aguas.aspx>>; Acesso em: 09 mar. 2023.

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW landfill leachate quality**. Florida Center for Solid and Hazardous Management. Gainesville, FL, USA, 1998

REPULA, C. M. M.; QUINÁIA, S. P. Avaliação da qualidade das águas do córrego Viaduto utilizando análise de componentes principais An appraisal of water quality of the Viaduto stream using principal component analysis. **Ambiência**, v. 5, n. 3, p. 433-442, 2009.

ROCHA, E. M. R. **Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolato gerado no aterro da Muribeca – PE**. 2005. 151f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012 SE. Caderno de Graduação – Ciências Exatas e Tecnológicas, v. 6, n. 2, p.53, 7 set. 2020.

SANTANA, R. S. S. *et al.* Effect of biomass configuration on the behavior of pilot-scale anaerobic batch reactors treating dairy wastewater. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 106, p. 80–87, jan. 2016.

SANTAELLA, S. T. Et al. Disposição no solo como alternativa de tratamento e pós-tratamento de esgoto doméstico para pequenas comunidades. **Relatório Final**, 177p, 2007.

SCARATTI, D.; BOLZON, A. L.; UNGERICHT, J. C.; SCARATTI, G. Influência das Condições Hidroclimáticas no Tratamento de Esgoto Sanitário por Lagoas de Estabilização de Esgoto. **Evidência**, [S. l.], v. 14, n. 2, p. 139–154, 2014.

SECCHI, F. J.; KONRAD, O.; TONETTO, J. **Avaliação do balanço hídrico e da eficiência de um alagado construído como alternativa de tratamento para efluentes doméstico**. Ciência e Natura: Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas, Santa Maria, v. 38, ed. 1, p. 453-461, jan/2016

SLU. **Relatório Anual de Atividades**. Brasília, DF.: Relatório Interno, SLU/GDF, 1986

SOLANKI, Venkata Ramanaiah et al. Variations in dissolved oxygen and biochemical oxygen demand in two freshwater lakes of Bodhan, Andhra Pradesh, India. **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 6, n. 4, p. 623, 2007.

SOUSA, A.C.A.; COSTA, N. R. Incerteza e dissenso: os limites institucionais da política de saneamento brasileira. **Rev. Adm. Pública**, Rio de Janeiro, v. 47, n. 3, p. 587-599, jun/2013

SOUZA, I. T. et al. **Análise da influência da sazonalidade na eficiência da estação de tratamento de esgoto do município de caldas novas-go. v. 12 n. 3 (2021): Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais** - Mar 2021 Dissertação, Rio Verde, 2019.

SRIVASTAVA, N.; AGRAWAL, M.; TYAGI, A. Study of physico-chemical characteristics of water bodies around Jaipur. **Journal of Environmental biology**, v. 24, n. 2, p.177-180, 2003.

TAŁAŁAJ, I. Z.; BIEDKA, P.; BARTKOWSKA, I. Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis, **Journal Green**, v. 17, n. 3, set/2019.

TCHOBANOGLUS, G.; BURTON, F.; STENSEL, H. D. Wastewater engineering: treatment and reuse. **American Water Works Association. Journal**, v. 95, n. 5, p. 201, 2003.

THEEPHARAKSAPAN, S. *et al.* Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 9, p. 5381–5388, maio 2011.

TIRABOSCHI, M. H. F. **Contribuição para concepção e análise de alternativas de tratamento de esgotos sanitários com base em princípios e critérios de sustentabilidade.** Dissertação de Mestrado, São Carlos, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), 2004.

TIRABOSCHI, M. H. F. De S. **Contribuição para concepção e análise de alternativas de tratamento de esgotos sanitários com base em princípios e critérios de sustentabilidade.** (Dissertação de Mestrado) São Carlos, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), 2004.

TREBOUET, D. et al. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. **Water Research**, v. 35, n. 12, p. 2935–2942, ago/2001.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água.** 4 ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006.

VAZOLLÉR, R.F. **Microbiologia de processos biológicos de tratamento.** In: IV CURSO DETRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS, Florianópolis, 1999.

VIANA, A. B. **Tratamento anaeróbio de vinhaça em reator UASB operado em temperatura na faixa termofílica (55°C) e submetido ao aumento progressivo de carga orgânica.** Dissertação, São Carlos, 2006.

VON SPERLING, M.V. (1995). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Vol.1, 2a edição. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Volume 1: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 3ª ed., 2005

WENTEN, I.G.; KHOIRUDDIN. Reverse osmosis applications: Prospect and challenges. **Desalination**, v. 391, p. 112–125, ago. 2016.

GIL, A. **Metodologia científica**. Métodos de pesquisa. Cutter, São Paulo, 2006

BARDIN, L. **Análise de Conteúdo**. São Paulo: Edições 70, 2011.

ZHAO, Y. et al. Volatile trace compounds released from municipal solid waste at the transfer stage: evaluation of environmental impacts and odour pollution. **J Hazard Mater**, v. 300, p. 695–701, 2015

REINHART, D.; TOWNSEND, T. **Landfill bioreactor design and operation**. New York, 2018

XU, Y. et al. **Long-term dynamics of leachate production, leakage from hazardous waste landfill sites and the impact on groundwater quality and human health**. **Waste Manag**, v. 82, p. 156–166, 2018

PAPARGYROPOULOU, E. et al. **The economic case for low carbon waste management in rapidly growing cities in the developing world: the case of Palembang, Indonesia**. **J Environ Manag**, v. 169, p. 11–19, 2015

ILANKOON, G. et al. E-waste in the international context – a review of trade flows, regulations, hazards, waste management strategies and technologies for value recovery. **Waste Manag**, v. 82, p. 258–275, 2018

HOSSAIN, M. et al. Impact of landfill leachate on surface and ground water quality. **Int J Environ Sci Technol**, v. 7, p. 337–346, 2014

CUCCHIELLA, F. et al. Sustainable waste management: waste to energy plant as an alternative to landfill. **Energy Convers Manag**, v. 131, p. 18–31, 2017

ZHANG, B. Landfill risk assessment on groundwater based on vulnerability and pollution index. **Water Resour Manag**, v. 30, p. 1465–1480, 2016

BABAYEMI, J. Overview of environmental hazards and health effects of pollution in developing countries: a case study of Nigeria: environmental hazards and health effects of pollution. **Environ Qual Manag**, v. 26, p. 51–71, 2016

APÊNDICES

APENDICE A

Tabela 05 – Vazões ETE – Samambaia

Parâmetro	Vazão (m³/d)	Parâmetro	Vazão (m³/d)	Parâmetro	Vazão (m³/d)
jan/17	1.171.525	jan/19	1.458.911	jan/21	1.458.070
fev/17	1.114.225	fev/19	1.571.657	fev/21	1.096.461
mar/17	1.005.325	mar/19	1.842.014	mar/21	1.271.928
abr/17	999.457	abr/19	1.784.997	abr/21	1.271.418
mai/17	1.458.416	mai/19	1.689.611	mai/21	1.308.236
jun/17	1.261.221	jun/19	1.251.597	jun/21	1.319.255
jul/17	1.148.303	jul/19	1.451.284	jul/21	1.350.692
ago/17	1.132.469	ago/19	1.560.843	ago/21	1.246.360
set/17	1.035.114	set/19	1.558.708	set/21	977.547
out/17	1.087.529	out/19	1.816.317	out/21	922.761
nov/17	1.244.393	nov/19	1.789.298	nov/21	849.056
dez/17	1.326.901	dez/19	1.911.958	dez/21	950.949
jan/18	1.155.026	jan/20	1.942.914	jan/22	949.570
fev/18	1.198.283	fev/20	1.791.158		
mar/18	1.475.176	mar/20	2.058.827		
abr/18	1.549.499	abr/20	1.784.997		
mai/18	1.394.697	mai/20	1.777.012		
jun/18	1.318.216	jun/20	1.797.235		
jul/18	1.234.571	jul/20	1.788.905		
ago/18	1.449.609	ago/20	1.613.514		
set/18	1.382.353	set/20	1.059.375		
out/18	1.513.037	out/20	1.226.754		
nov/18	1.646.088	nov/20	1.289.676		
dez/18	1.772.895	dez/20	1.434.510		

Fonte: Retirado de Caesb (2022)

APENDICE B

Tabela 06–Dados Analíticos, ETE Samambaia

Parâmetro	APc. (mg/L)	Total	CT (nmp /100ml)	DBO(mg/L)	DBO filtrada (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO filtrada (mg/L)	E. coli Q (nmp /100ml)
jan/17	145,4		3,1E+02		7,5	51,3		
fev/17	141,6		2,4E+02		4,0	44,6		
mar/17	167,6		1,0E+04		5,3	57,3		
abr/17	240,0		5,8E+01		4,3	64,4		
mai/17	222,3		6,8E+03		6,2	75,5		
jun/17	200,0		1,9E+05		9,3	97,4		
jul/17	266,7		2,6E+04		4,0	85,8		
ago/17			7,6E+04		10,8	108,1		4,6E+04
set/17			2,0E+04		5,0	83,3		1,2E+04
out/17			3,3E+04		13,4	102,7		2,0E+04
nov/17			8,6E+03		2,7	68,0		5,2E+03
dez/17			4,8E+04		8,3	80,8		2,9E+04
jan/18			4,8E+03		12,0	88,6		2,9E+03
fev/18			5,7E+03		8,3	94,4		3,4E+03
mar/18			1,4E+04		13,8	94,0		8,2E+03
abr/18			3,7E+04		9,0	96,3		2,2E+04
mai/18			2,9E+04		6,0	104,2		1,7E+04
jun/18			2,9E+04		8,7	105,0		1,7E+04
jul/18			2,2E+04		1,3	81,7		1,3E+04
ago/18			5,1E+02		7,8	97,0		3,1E+02
set/18			2,9E+03		8,5	83,0		1,7E+03
out/18	260,7		4,5E+04		9,0	98,6		2,7E+04
nov/18	158,9		5,4E+03	16	16,0	138,6		3,3E+03
dez/18	175,6		4,0E+05		17,0	182,5		2,4E+05
jan/19	162,0		3,3E+04		27,3	220,5		2,0E+04
fev/19	103,4		6,0E+03		24,0	235,1		3,6E+03
mar/19	127,5		2,9E+03		20,7	187,5		1,7E+03
abr/19	163,2		2,9E+04		18,3	120,6		1,7E+04
mai/19	127,8		2,9E+04		25,4	131,6		1,7E+04
jun/19	136,8		6,8E+05		19,0	151,7		8,2E+05
jul/19	154,9		1,2E+05		19,5	138,7		
ago/19	151,4		1,4E+04		24,7	117,5		
set/19	132,7		3,1E+04		16,7	116,1	40,7	
out/19	140,9				35,0	93,5	44,5	8,2E+03
nov/19	142,7				27,3	99,9	41,9	9,2E+03
dez/19					27,0	108,7	34,0	2,3E+02
jan/20				26,7	30,0	115,0	43,4	4,0E+04
fev/20	86,5			29,7		107,5	40,7	1,0E+03
mar/20	131,3			26,5		119,1	51,8	1,9E+03
abr/20					26,3	87,8	45,4	1,9E+03
mai/20					28,5	92,0	50,6	1,2E+04
jun/20	188,5				24,2	151,8	44,3	1,2E+04
jul/20	139,0				24,3	139,6	48,2	1,6E+04
ago/20	171,4				25,5	101,6	49,5	2,4E+04
set/20	166,1				27,8	94,2	53,5	5,8E+03
out/20	122,4				22,3	62,3	43,7	2,5E+03
nov/20	93,7				26,8	78,6	47,5	1,2E+03
dez/20					27,2	81,1	38,6	4,4E+03

jan/21	93,2	22,7	15,0	66,5	34,9	4,6E+03
fev/21	124,0	9,0	6,5	65,6	39,9	1,0E+04
mar/21	115,4	14,5	10,8	88,9	51,1	1,7E+04
abr/21	152,0	38,0	25,4	116,6	52,4	9,8E+04
mai/21	132,1	63,3	18,0	121,1	51,2	1,7E+05
jun/21	126,1	30,0	12,7	112,3	51,3	1,3E+03
jul/21	154,9	43,8	19,3	130,7	47,8	3,2E+02
ago/21	178,8	30,8	9,8	104,2	48,8	1,7E+05
set/21	156,7	30,0	9,9	85,0		7,7E+02
out/21	105,6	32,8	8,6	83,0		6,5E+02
nov/21	102,8	14,0	5,9	77,6		1,0E+03
dez/21	94,6	11,5	7,2	71,6		5,2E+02
jan/22	83,7	16,5	5,6	72,4		1,7E+03

Fonte: Retirado de Caesb (2022)

APENDICE C

Tabela 07–Dados Analíticos ETE Samambaia

Parâmetro	N-NH3 (mg/L)	NT (mg/L)	Óleos e Graxas Totais (mg/L)	pH	PO4 (mg/L)	Ptot (mg/L)	SS (mg/L)	Ssed (mL/L)	Turbidez
jan/17	45,6			7,03	0,05	1,1	29,6	0,1	10,4
fev/17	38,3			7,04	0,11	0,97	16,8	0,01	7,0
mar/17	43,0			7,00	0,26	1,70	40,9	1	12,4
abr/17	49,6			7,04	0,05	2,19	40,2	0,1	15,5
mai/17	56,0			6,84	0,39	2,22	55,9	1,1	17,8
jun/17	62,1			6,94	0,36	2,88	81,3	11,1	33,5
jul/17	67,3			6,90	0,02	2,13	73,0	0,1	26,3
ago/17									
set/17									
out/17	60,0				0,05	3,47			
nov/17	48,8				0,05	0,99			
dez/17	48,8				0,05	1,22			
jan/18	44,2				0,05	2,10			
fev/18	31,8				0,05	1,80			
mar/18	40,5				0,05	1,82			28,4
abr/18	49,7				0,05	1,40			16,0
mai/18	54,3				0,06	2,83			18,2
jun/18	58,1				0,05	2,65			
jul/18	66,2				0,05	2,37			
ago/18	63,6	62,0			0,31	2,57			
set/18	54,2	67,0			0,08	1,65			
out/18	54,0	55,3	2,5	7,30	0,05	2,91	67,0		22,9
nov/18	53,8	63,4		6,98	0,05	2,18	94,6		30,7
dez/18	56,7	63,1		7,10	0,05	5,06	126,5		35,3
jan/19	55,7	59,0		7,32	0,05	5,06	156,5		64,8
fev/19	54,0	62,0	30,2	7,28	0,06	4,56	169,8		66,0
mar/19	51,6			7,18	0,05	2,93	93,3		36,9
abr/19	55,0			7,16	0,08	2,31	76,3		27,6
mai/19	57,2			5,91	0,15	2,74	97,7		45,9
jun/19	62,9			7,16	0,05	2,23	82,7		35,8
jul/19	54,1		1,4	7,00	0,32	2,92	108,8		67,3
ago/19	51,7		1,6		0,06	2,25	83,7		36,0
set/19	52,1		8,1	7,37	0,05	1,90	66,1		27,1
out/19	45,8		3,6	7,41	0,05	1,80	55,1		22,3
nov/19			2,8	7,27	0,05	0,83	53,8	0,6	18,4
dez/19	44,0		1,3	7,14	0,05	1,27	57,1	1,2	23,5
jan/20	40,9			7,17	0,05	1,43	64,8	1,5	26,7
fev/20	40,8		10,9	7,32	0,05	1,11	49,0	0,5	19,8
mar/20	42,0	49,4	6,9	7,30	0,05	1,63	71,3	2,0	21,0
abr/20	42,9				0,05	1,27	53,6		
mai/20	51,5	64,6			0,05	2,09	78,9		
jun/20	54,3	65,1	9,5	7,34	0,05	2,82	103,3	1,2	
jul/20	53,7	64,4	11,8	7,10	0,05	2,15	79,8	7,8	
ago/20	52,0	62,8	7,5	7,49	0,05	1,48	62,0	0,8	
set/20	53,2	59,0	0,4	7,22	0,05	1,16	51,3	0,3	
out/20	45,8	55,6	26,0	6,91	0,05	0,56	20,9	0,1	
nov/20	46,4	56,4	9,7	6,91	0,05	1,00	36,5	0,4	
dez/20	46,8	51,4	4,8	7,20	0,05	1,43	53,1	0,3	15,2
jan/21	41,9	48,3	1,7	6,98	0,05	0,58	25,1	0,1	11,0

fev/21	41,0	45,6		7,09	0,05	0,74	29,4	0,8	0,8
mar/21	48,2	55,9		7,02	0,05	1,06	42,7	0,5	16,1
abr/21	49,2	59,9		7,37	0,16	1,56	55,8	1,9	28,4
mai/21	53,5	61,4		7,26	0,05	1,86	72,9	5,5	36,7
jun/21	50,7	60,7		7,18	0,53	1,60	48,9	6,6	36,1
jul/21	53,4	67,5	4,3	7,13	0,05	2,23	86,3	4,9	42,2
ago/21	54,5	62,7	0,4	7,27	0,08	1,48	61,1	2,4	22,0
set/21	52,0	59,6	0,5	7,16	0,10	0,86	33,8	0,3	12,0
out/21	44,5	54,3	1,0	7,19	0,22	1,17	50,0	1,6	17,6
nov/21	41,8	49,9	1,0	7,30	0,10	0,73	28,0	1,0	9,0
dez/21	37,3	44,3	1,0	7,06	0,10	0,81	29,9	1,0	8,3
jan/22	34,2	44,5	1,0	7,15	0,06	0,97	44,4	1,2	17,2

Fonte: Retirado de Caesb (2022)

APENDICE D

Tabela 08–Águas superficiais, montante 50 m

Parâmetro	fev/20	mar/20	abr/20	mai/20	jun/20	jul/20	ago/20	set/20	out/20	nov/20	dez/20	jan/21
Turbidez					64,8	31,2	18,2	23,3	39,4	26,6	31,7	56,7
pH	6,9	6,56	6,15	6,98	7,6	7,38	7,36	7,25	7,72	7,56	6,95	7,97
Arsênio	0,00063	0,0005	0,00203	0,0005	0,006	0,006	0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
Bário	0,0167	0,0109	0,0168	0,0085	0,0785	0,001	0,0057	0,0057	0,0041	0,0102	0,0069	0,0536
Cádmio	< 0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Chumbo	< 0,005	0,005	0,005	0,005	0,002	0,002	0,002	0,0051	< 0,002	0,0045	< 0,002	0,0063
Cianeto	< 0,001	0,001	0,001	0,0022	0,004	0,004	0,004	< 0,004	0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cloretos	< 0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	33,25	27,08	29,93	29,67	33,63	27,3	34,43	30,84
Coliformes Termotolerantes	< 1,8	7000	1400000	260000	1000	920	1	< 1	36	190	224	
Cobre	0,00065	0,0005	0,0005	0,0005	0,002	0,002	0,002	0,002	< 0,002	0,002	< 0,002	0,013
Cromo Total	< 0,005	0,005	0,005	0,005	0,001	0,001	0,0015	0,0016	0,0011	0,0012	< 0,001	0,0016
DBO ₅	10,79	12,31	19,94	25,17	40,8	22,8	12,6	33	81	54	50,4	49,5
DQO	47,9	25	56,48	68,86	70	41	24	53	130	91	85	80
Oxigênio Dissolvido					16	3,4	4,4	4	4,02	6,1	5,6	4
Óleos e graxas	< 5	5	5	5	VA	VA	VA	VA	VA	VA	VA	P
Ferro	0,114	0,05	0,05	0,061	0,276	0,313	0,257	0,32	0,3	0,289	0,289	0,389
Fenóis	0,17	0,1	0,11	0,1	0,012	0,013	0,001	0,006	0,01	0,001	0,009	0,008
Manganês	< 0,005	0,005	0,005	0,005	0,19	0,022	0,016	0,019	0,016	0,055	0,019	0,047
Nitrogênio amoniacal	13	15	11	16	2,12	1,47	0,51	3,35	29,68	33	29,4	15,4
Mercurio	< 0,00005	0,00005	0,00005	0,00005	0,0002	0,0002	0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Nitrato	1,48	1,04	1,5	0,6	0,03	0,12	0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,43
Nitrito					0,293	0,348	0,431	0,444	0,86	0,437	13,3	0,069
Selênio	< 0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,008	0,008	0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008
Sólidos Totais					273,2	490	180	210	320	250	164,9	270
Sólidos Dissolvidos					238	439	167	159	185	146,2		136,3
Sólidos Suspensos					35,2	51	13	25	55,11	27,81	28,29	40,5
Sulfeto	< 0,02	0,04	0,04	0,03	0,004	0,001	0,001	< 0,001	0,004	0,003	< 0,001	0,007
Zinco	0,0305	0,0558	0,0278	0,0192	0,01	0,013	0,01	0,074	0,054	0,014	< 0,01	0,055

Fonte: Caesb(2022).

APENDICE E

Tabela 09– Águas Superficiais, montante 50 m

Parâmetro	fev/21	mar/21	abr/21	mai/21	jun/21	jul/21	ago/21	set/21	out/21	nov/21	dez/21
Turbidez	46,1	17,2	32	40,6	23,2	102	45,5	6,99	12,5	21,3	23,9
pH	7,75	7,78	6,99	6,94	8,04	7,76	7,26	6,76	6,93	6,94	6,8
Arsênio	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
Bário	0,0097	0,012	0,0089	0,0033	< 0,001	0,022	0,0194	0,0228	0,0112	0,0618	0,0056
Cádmio	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Chumbo	0,0098	0,045	0,0053	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Cianeto	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cloretos	23,13	11,07	27,18	27,18	30,2	24,44	32,78	30,9	33,73	32,99	19,99
Coliformes Termotolerantes	260	172	66	110	< 1	108	300	60	4	93000	< 1
Cobre	0,006	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Cromo Total	0,0017	0,002	0,0035	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
DBO5	50,4	21	24,7	43,2	31,8	33,6	25,2	5	27,6	3,9	2,9
DQO	81	56	38	74	55	57	42	37	46	24	40
Oxigênio Dissolvido	3,3	5,9	4,1	4,9	4,2	4,6	3,6	5,2	5	4,3	4,9
Óleos e graxas	VA										
Ferro	0,514	0,464	0,299	0,285	1,121	0,399	0,44	0,394	0,242	0,041	< 0,01
Fenóis	0,02	0,02	0,007	0,01	0,01	0,032	0,016	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,012
Manganês	0,03	0,034	0,019	0,022	0,007	0,026	0,029	0,025	0,016	0,014	0,007
Nitrogênio amoniacal	15,68	9,8	0,8	49	19,04	17,36	24,9	9,9	7,65	4,64	1,53
Mercurio	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Nitrato	0,05	0,11	0,06	0,21	0,08	0,42	0,422	0,08	0,004	< 0,03	< 0,03
Nitrito	0,414	0,7	0,246	0,37	0,315	0,343	0,05	0,312	0,064	0,197	0,312
Selênio	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008
Sólidos Totais	210	150	190	220	160	160	340	260	270	250	220
Sólidos Dissolvidos	115,6	108,1	170,9	198,33	159,1	156,9	297	161,2	140,9	114,9	109,5
Sólidos Suspensos	24,6	10,8	19,1	21,67	17	3,1	43	98,8	129,1	135,1	110,5
Sulfeto	< 0,001	< 0,001	0,015	0,003	0,002	< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Zinco	0,019	0,014	< 0,01	0,012	0,033	< 0,01	0,033	0,047	0,021	0,044	0,068

Fonte: Caesb (2022).

APENDICE F

Tabela 10– Águas superficiais, jusante 1 (50 m)

Parâmetro	fev/20	mar/20	abr/20	mai/20	jun/20	jul/20	ago/20	set/20	out/20	nov/20	dez/20
Turbidez					50,3	36,7	19	17,5	30,1	24,9	35,4
pH	6,87	5,8	6,55	6,66	7,78	7,45	7,44	7,36	7,73	7,62	6,7
Arsênio	0,00082	0,0052	0,00195	0,00082	0,006	0,006	0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
Bário	0,02	0,0208	0,0198	0,0109	0,009	0,0087	0,0056	0,002	0,0049	0,0097	0,0063
Cádmio	< 0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Chumbo	< 0,005	0,006	0,005	0,005	0,0022	0,0031	0,003	< 0,002	< 0,002	0,0045	< 0,002
Cianeto	< 0,001	0,001	0,001	0,0013	0,004	0,004	0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cloretos	< 0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	34,68	27,55	0,004	28,35	29,67	25,16	48,31
Coliformes Termotolerantes	2200	1,8	700000	110000	1	1600	2	< 1	24	454	236
Cobre	< 0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,002	0,002	0,002	< 0,002	< 0,002	0,002	< 0,002
Cromo Total	< 0,005	0,0271	0,0064	0,005	0,0011	0,0012	0,0012	< 0,001	0,015	0,0012	< 0,001
DBO ₅	12,73	38,5	21,25	23,62	52,8	22,8	12,6	40,5	75	46,5	69,6
DQO	44,57	105,12	55,05	60,29	86	41	19	67	121	74	116
Oxigênio Dissolvido					10,8	5	4,9	3,3	3,8	6	5,5
Óleos e graxas	< 5	5	6	0,9	VA	VA	VA	VA	VA	VA	VA
Ferro	0,087	2,2	0,068	0,05	0,309	0,31	0,277	0,054	0,291	0,303	0,251
Fenóis	< 0,1	0,45	0,1	0,1	0,017	0,014	0,001	0,004	0,007	0,002	0,02
Manganês	< 0,005	0,178	0,005	0,005	0,02	0,02	0,016	< 0,005	0,019	0,025	0,21
Nitrogênio amoniacal	15	14,4	11	15	4,98	7,78	4,82	3,72	29,4	29,6	27,44
Mercúrio	< 0,00005	0,00005	0,00005	0,00005	0,0002	0,0002	0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Nitrato	1,37	4,5	0,94	0,72	0,03	0,04	0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,1
Nitrito					0,257	0,345	0,002	0,514	0,79	0,434	3,32
Selênio	< 0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,008	0,008	0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008
Sólidos Totais					265	460	18	250	290	300	270
Sólidos Dissolvidos					231	430	167,9	155,7	181,7	137,7	210
Sólidos Suspensos					34	30	12,1	17	39,65	3,33	36
Sulfeto	0,02	0,04	0,04	0,02	0,001	0,001	0,001	< 0,001	0,003	0,016	< 0,001
Zinco	0,0341	0,0955	0,0382	0,071	0,016	0,012	0,014	< 0,01	0,069	0,01	< 0,01

Fonte: Caesb (2022).

APENDICE G

Tabela 11– Águas superficiais, jusante 1 (50m)

Parâmetro	jan/21	fev/21	mar/21	abr/21	mai/21	jun/21	jul/21	ago/21	set/21	out/21	nov/21	dez/21
Turbidez	66,3	62	20,5	40,7	49,3	26,1	99,7	29,9	13,8	6,85	13,2	24,5
pH	7,07	7,24	6,73	6,44	6,87	7,18	7,55	7,16	6,08	6,85	6,81	6,61
Arsênio	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
Bário	0,0164	0,0103	0,0116	0,0107	0,0052	< 0,001	0,0219	0,0026	0,0087	0,0164	0,0062	0,0162
Cádmio	< 0,0005	< 0,005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Chumbo	0,006	0,0035	0,002	0,0037	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,003
Cianeto	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cloretos	44,21	29,3	11,58	82,55	105,71	30,2	122,3	33,27	34,2	31,83	28,99	23,49
Coliformes Termotolerantes	242	298	116	< 1	124	< 1	38	316	< 1	4	430000	10
Cobre	0,011	0,006	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,004	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Cromo Total	0,0026	< 0,001	0,0011	0,0044	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,0014	0,0029	< 0,001
DBO ₅	66	44,4	29,4	96	120	28,8	3,6	31,2	5,3	18	3,6	3,2
DQO	110	71	74	161	196	49	53	58	35	31	29	31
Oxigênio Dissolvido	3,6	3,3	5,7	4,2	4,7	4,4	3,9	3,5	5,7	6,5	4,3	4,7
Óleos e graxas	P	VA										
Ferro	0,648	0,534	0,413	0,487	0,443	5,974	0,586	0,358	0,41	0,234	0,039	< 0,01
Fenóis	0,032	0,004	0,004	0,045	0,056	0,005	0,107	0,006	0,008	< 0,001	< 0,001	0,01
Manganês	0,043	0,027	0,034	0,027	0,021	0,068	0,026	0,028	0,026	0,025	0,014	0,019
Nitrogênio amoniacal	17,64	16,52	10,64	1,6	6,72	18,48	71,68	1,5	0,98	6,7	5,02	2,03
Mercúrio	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002		< 0,0002	< 0,0002
Nitrato	0,59	0,04	0,35	0,06	0,23	0,11	0,1	0,08	0,03	0,05	< 0,03	< 0,03
Nitrato	1,94	0,341	0,85	0,277	< 0,002	0,349	1,274	0,597	0,368	0,088	0,241	0,396
Selênio	0,009	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	0,019
Sólidos Totais	390	250	130	480	670	190	680	350	300	270	270	160
Sólidos Dissolvidos	167,7	115,3	104,2	356	611	163,6	562	303	165,2	144,3	112,6	107,5
Sólidos Suspensos	28,67	42,5	14,33	124	59	17,75	118	47	134,8	125,7	157,7	52,4
Sulfeto	0,03	< 0,001	< 0,001	0,018	0,007	0,009	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Zinco	0,064	0,016	< 0,01	< 0,01	0,019	0,117	< 0,01	0,032	0,026	0,667	0,043	0,022

Fonte: Caesb(2022).

APENDICE H

Tabela 12– Águas Superficiais, jusante 2 (100m)

Parâmetros	Turbidez	pH	Arsênio	Bário	Cádmio	Chumbo	Cianeto	Cloretos	Coliformes Termotolerantes	Cobre
fev/20		6,86	0,00091	0,0157	< 0,0005	< 0,005	< 0,001	< 0,0016	< 1,8	< 0,0005
mar/20		6,57	0,00085	0,0093	0,0005	0,005	0,001	0,0016	14000	0,00066
abr/20		6,48	0,00232	0,0208	0,0005	0,005	0,001	0,0016	170000	0,0005
mai/20		6,63	0,0005	0,0087	0,0005	0,005	0,001	0,0016	92000	0,0005
jun/20	55,3	7,76	0,006	0,0076	0,0005	0,0032	0,004	33,3	1	0,002
jul/20	36,9	7,5	0,006	0,0076	0,0005	0,002	0,004	25,18	1600	0,003
ago/20	16,8	7,78	0,006	0,0052	0,0005	0,0021	0,004	29,93	1	0,002
set/20	20,1	7,63	< 0,006	0,0057	< 0,0005	0,0062	< 0,004	27,03	< 1	< 0,002
out/20	31,2	7,78	< 0,006	0,0078	< 0,0005	0,0034	< 0,004	33,63	78	0,003
nov/20	24,6	7,56	< 0,006	0,0105	< 0,0005	0,0078	< 0,004	26,23	326	0,003
dez/20	37,7	6,78	< 0,006	0,0059	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	49,34	260	< 0,002
jan/21	55,5	7,12	< 0,006	0,0555	< 0,0005	0,0022	< 0,004	39,58	380	0,013
fev/21	52,6	7,28	< 0,006	0,0501	< 0,0005	0,0094	< 0,004	33,41	336	0,009
mar/21	26,9	6,89	< 0,006	0,0118	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	11,58	128	< 0,002
abr/21	33,5	6,56	< 0,006	0,0096	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	42,28	36	0,005
mai/21	40,3	7,16	< 0,006	0,0053	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	40,27	86	< 0,002
jun/21	26,8	6,97	< 0,006	< 0,001	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	30,71	< 1	< 0,002
jul/21	69,8	7,59	< 0,006	0,0225	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	66,04	56	< 0,002
ago/21	34,8	7,22	< 0,006	< 0,001	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	33,27	296	< 0,002
set/21	13,8	6,27	< 0,006	0,011	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	40,4	74	< 0,002
out/21	4,98	6,72	< 0,006	0,0138	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	28,98	< 1	< 0,002
nov/21	30,4	6,85	< 0,006	0,0053	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	31,99	430000	< 0,002
dez/21	22,1	6,84	< 0,006	0,0057	< 0,0005	< 0,002	< 0,004	22,49	2	< 0,002

Fonte: Caesb (2022).

APENDICE I

Tabela 13– Águas superficiais, jusante 2 (100m)

Parâmetros	Cromo total	DBO ₅	DQO	Oxigênio Dissolvido	Óleos e graxas	Ferro	Fenóis	Manganês	Nitrogênio amoniacal
fev/20	< 0,005	15,81	53,62		< 5	0,082	< 0,1	< 0,005	16
mar/20	0,005	41,58	25,33		5	0,05	0,1	0,005	10,4
abr/20	0,0084	73,59	185,33		7	0,125	0,1	0,0113	19
mai/20	0,005	32,84	84,57		5	0,05	0,1	0,005	0,33
jun/20	0,001	45	72	9	VA	0,229	0,018	0,018	2,33
jul/20	0,001	27	51	4,4	VA	0,282	0,008	0,021	8,81
ago/20	0,0012	9,3	16	4,7	VA	0,3	0,001	0,016	2,42
set/20	0,0024	43,5	70	3,3	VA	0,285	0,004	0,02	3,51
out/20	0,0018	96	155	4	VA	0,538	0,009	0,023	31,36
nov/20	0,002	40,5	65	5,8	VA	0,286	0,005	0,024	33,2
dez/20	< 0,001	72	124	5,9	VA	0,222	0,013	0,02	31,08
jan/21	0,0019	58,5	107	3,8	P	0,41	0,023	0,05	16,8
fev/21	0,0025	49,2	81	3,6	VA	0,579	0,017	0,04	16,8
mar/21	< 0,001	19,2	53	5,5	VA	0,37	0,015	0,034	10,92
abr/21	0,0011	36,6	62	5,2	VA	0,389	0,014	0,02	2,8
mai/21	< 0,001	52,8	87	5,1	VA	0,3	0,014	0,02	4
jun/21	< 0,001	37,2	63	5,6	VA	1,029	0,007	< 0,005	19,32
jul/21	< 0,001	34,8	57	4,7	VA	0,42	0,029	0,026	34,16
ago/21	< 0,001	26,4	44	4	VA	0,391	0,02	0,029	24,2
set/21	< 0,001	5,9	41	6,2	VA	0,479	0,007	0,028	14,4
out/21		22,9	37	6	VA	0,282	< 0,001	0,021	9,1
nov/21	< 0,001	4,3	21	4,1	VA	0,037	< 0,001	0,015	5,34
dez/21	< 0,001	4	27	4,8	VA	< 0,01	0,009	0,008	2,17

Fonte: Caesb (2022).

APENDICE J

Tabela 14– Percolado

Parâmetro	pH	DBO	DOO	Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Coliformes Termotolerantes	Sólidos Sedimentáveis	Níquel	Cádmio	Cobre	Chumbo	Zinco
fev/20	7,02	7520	15040	1144	1497,1	16,15	92000	< 0,10	0,296	0,00162	0,00265	0,0136	2,8
mar/20	6,99	12770	22480	1912	2017,46	25	11000	< 0,10			0,00595		
abr/20	7	8699	23267	1427	1882,89	23,87	1300	< 0,10	0,235	0,00087	0,0021	0,0074	1,3
mai/20	7,57	143	392	124,2	1530,33	9,04	170000	< 0,10	0,151	< 0,005	0,00284	< 0,05	0,503
jun/20	8,3	6266	9930	1207,92	1211,8	11,5	600	8,5	0,1085	< 0,0005	0,004	0,0023	0,133
jul/20	8,27	5733	9017	1723,68	1731,37	5,85	2200	7	0,1123	0,0008	0,005	0,0032	0,129
ago/20	8,02	3627	5580	1274	1279,11	5,27	100	< 0,1	0,0715	< 0,0005	0,007	< 0,002	0,07
set/20	8,11	2600	4120	1327	1331,53	4,14	< 1	< 0,1	0,0129	< 0,0005	0,005	< 0,002	0,048
out/20	8,3	2550	4015	1536,64	1542,12	10,93	< 1	< 0,1	0,105	< 0,0005	0,006	0,0044	0,157
nov/20	8,35	2400	4080	742	748,12	7,47	1700	< 0,1	0,0965	< 0,0005	0,005	0,0025	0,069
dez/20	7,86	2320	3610	714,56	736,18	9,145	100	< 0,1	0,1166	< 0,0005	0,005	0,0041	0,109
jan/21	7,96	540	864	1570,8	1574,29	8,34	< 1	2,3	0,025	< 0,0005	0,051	0,0131	0,559
fev/21	8,39	1600	2825	1037,68	1041	7,31	< 1	< 0,1	0,1572	< 0,0005	0,01	0,0081	0,187
mar/21	7,81	4920	6760	994	996,86	5,465	100	< 0,1	0,07	< 0,0005	< 0,002	0,0056	0,095
abr/21	8,15	2240	3855	858,48	863,1	6,75	< 1	< 0,1	0,0745	< 0,0005	0,007	0,0034	0,166
mai/21	8,33	2550	4035	1204	1206,89	7,55	< 1	0,1	0,1539	< 0,0005	0,021	0,0059	0,135
jun/21	8,44	4560	7080	1582	1587,14	8,06	< 1	0,3	0,983	< 0,0005	0,006	< 0,002	0,272
jul/21	8,38	3040	4890	18,48	21,58	7,735	< 1	< 0,1	0,386	< 0,0005	< 0,002	< 0,002	2,857
ago/21	8,3	10500	16900	1723,12	1741,55	23,73	< 1	< 0,1	0,2638	< 0,0005	0,016	< 0,002	0,432
set/21	8,12	9280	14840	1831,2	1837,34	24,38	< 1	0,8	0,1826	< 0,0005	0,016	< 0,002	0,451
out/21	8,29	4300	7020	938,56	944,23	24,2	1200	< 0,1	0,1844	< 0,0005	0,014	< 0,002	0,184
nov/21	8,15	6200	10480	1662,08	1669,95	19,58	20000000	< 0,1	0,0074	< 0,0005	< 0,002	< 0,002	0,02
dez/21	8,08	9800	15600	2330,72	2338,58	15,47	< 1	3	< 0,005	< 0,0005	< 0,002	< 0,002	0,089

Fonte: Caesb (2022).

APENDICE K

Tabela 15– Efluente Tratado

Parâmetros	Limites (CONAMA 430)	Limites de Autorização Ambiental n.14	01/2021	out/19	nov/19	dez/19	fev/20	mar/20	abr/20	mai/20	jun/20	jul/20	ago/20	set/20
Arsênio (mg/L)	0,5					0,0747	0,00369	0,01032	0,00465	0,00644	0,006	0,006	0,006	0,014
Bário (mg/L)	5			0,284	< 0,00003	0,0202	0,0107	0,005	0,005	0,006	0,035	0,02	0,021	0,024
Boro (mg/L)	5					2,6	0,089	0,127	0,285	0,201	0,2	0,2	0,2	0,0007
Cádmio (mg/L)	0,2	0,1	0,1	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0003
Chumbo (mg/L)	0,5			< 0,0067	< 0,0067	< 0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,002	0,002	0,0028	0,0067
Cianeto (mg/L)	1				0,2	0,0234	0,001	0,001	0,005	0,001	0,004	0,004	0,004	0,004
Clorofórmio (mg/L)	1					< 0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,00017	0,00017	0,00017	0,00017
Cobre (mg/L)	1	0,5	0,5			0,00193	0,0005	0,0005	0,0005	0,00119	0,006	0,004	0,005	0,003
Cromo trivalente (mg/L)	1					0,042	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,001
Cromo hexavalente (mg/L)	0,1					< 0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,001
Cromo Total (mg/L)	-			< 0,001	< 0,001	0,0422	0,005	0,005	0,005	0,0077	0,007	0,0043	0	0,0017
Coliformes Termotolerantes*	-						1,8	330	1,8	9400	1	20	1	1
DBO ₅ (mg/L)	60% de redução	1800	120	950	1150	2940	20	245,17	316	35,22	234	354	372	342
DQO*	-	2900	260	1980	2680		81,71	445,33	877,33	55,1	405	661	648	600
Sólidos Totais (mg/L)*	20% de remoção	1000			26430						760	870	1360	570
Sólidos Dissolvidos (mg/L)*	-										697,06	740	1358	467,4
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	1			< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,6
Estanho (mg/L)	4					< 0,0050	0,005	0,005	0,005	0,005	0,02	0,02	0,02	0,0033
Fenóis (mg/L)	0,5					1,1	0,3		0,38	0,37	0,089	0,172	0,094	0,233
Ferro solúvel (mg/L)	15	15	15	0,3	9	0,73	0,308	0,162	0,735	6,2	0,025	0,01	0,01	0,01
Fluoreto Total (mg/L)	10			< 0,03	< 0,03	1,77	1,53	0,57	0,4	0,81	0,37	0,03	0,71	0,2
Manganês dissolvido (mg/L)	1					0,964	0,005	0,005	0,0145	0,0697	0,005	0,005	0,005	0,0001
Mercurio (mg/L)	0,01				< 0,00019	< 0,00005	0,00005	0,00005	0,00005	0,00005	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002
Níquel (mg/L)	2	1	1			0,119	0,005	0,005	0,005	0,0138	0,0103	0,005	0,005	0,001
Nitrogênio total (mg/L)*	-						32,68	15,05	145,72	146,81	78,2	17	25,21	15,93
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	20			15,3	19	2018	13,7	12,2	17,2	14,58	8,12	16,64	19,21	14,88
Nitrato (mg/L)*	-						0,9	1,13	0,3	0,3	0,03	0,06	0,05	0,04
Fósforo Total (mg/L)*	-						0,59	0,4	0,8	0,73	0,844	0,026	0,07	0,014
Óleos e graxas (mg/L)	12			27,96	< 10	< 5	5	5	5	5	10	10	10	10

Parâmetros	Limites (CONAMA 430)	Limites de Autorização Ambiental n.14	P ^v 01/2021	out/19	nov/19	dez/19	fev/20	mar/20	abr/20	mai/20	jun/20	jul/20	ago/20	set/20
pH	5 a 9	5 a 7	5 a 7	5,95	6,15	6	6,55	6,16	5,26	5,63	5,2	5,16	5,43	5,16
Prata (mg/L)	0,1					< 0,0025	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025	0,005	0,005	0,005	0,0007
Sulfato (mg/L)*	-										6	320	590	124
Sulfeto (mg/L)	1				0,5	< 0,02	0,02	0,03	0,02	0,04	0,2	1	0,4	0,4
Selênio (mg/L)	0,3					0,00575	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,008	0,008	0,008	0,014
Zinco (mg/L)	5					0,276	0,0742	0,122	0,98	0,399	0,337	0,01	0,038	0,016
Amônia		20	20											

Fonte: Caesb (2022).

APENDICE L

Tabela 16- Efluente Tratado

Parâmetros	out/20	nov/20	dez/20	jan/21	fev/21	mar/21	abr/21	mai/21	jun/21	jul/21	ago/21	set/21	out/21	nov/21	dez/21
Arsênio (mg/L)	< 0,0140	< 0,140	< 0,5	0,006	0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
Bário (mg/L)	0,033	0,05	< 5	0,027	0,035	0,034	0,007	0,017	< 0,001	0,023	0,008	0,031	0,025	< 0,001	0,008
Boro (mg/L)	< 0,0007	0,2	< 5	< 0,2	0,3	< 0,2	0,4	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Cádmio (mg/L)	< 0003	< 0,0003	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,2	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Chumbo (mg/L)	0,0092	< 0,0067	0,0028	0,0026	0,0081	< 0,002	0,0024	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,0084	0,0024
Cianeto (mg/L)	< 0,004	0,114	< 0,004	< 0,004	0,0068	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,03	< 0,004
Clorofórmio (mg/L)	< 0,00017	< 0,00017	< 0,00017	< 0,00017	< 0,00017	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 1	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cobre (mg/L)	< 0,002	< 0,002	0,008	0,005	0,014	0,002	0,003	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,008	0,009	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Cromo trivalente (mg/L)	< 0,02	< 0,001	< 0,02	0,06	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cromo hexavalente (mg/L)	< 0,05	< 0,001	< 0,05	0,066	< 0,001	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Cromo Total (mg/L)	0,0019	0,0069	0,0089	0,0021	0,0385	0,0019	0,0259	< 0,001	< 0,001	0,051	0,0025	0,0121	0,0061	< 0,001	< 0,001
Coliformes Termotolerantes*	< 1	1200	400	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	100	< 1,8	< 1
DBO ₅ (mg/L)	321	204	246	156	102	80	46,5	151,6	124,8	115,8	118	118	119	87	70
DQO*	600	326	423	271	156	124	81	289	193	180	200	241	250	157	120
Sólidos Totais (mg/L)*	120	2030	290	370	290	180	190	130	110	120	130	100	130	130	70
Sólidos Dissolvidos (mg/L)*	119,4	2023,2	272,6	351	286,63	178,8	182,67	20	80	90	100	90	100	110	60
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Estanho (mg/L)	< 0,0033	< 0,0033	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fenóis (mg/L)	0,002	0,005	0,067	0,26	0,075	0,045	0,002	0,005	0,008	0,023	0,167	0,069	0,052	0,06	0,085
Ferro solúvel (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,023	< 0,01	< 0,1	3,215	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,012
Fluoreto Total (mg/L)		0,62	0,42	0,14	0,16	0,1	0,04	< 0,08	0,26	0,13	0,15	0,14	< 0,08	0,45	0,22
Manganês dissolvido (mg/L)	< 0,0001	< 1	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,423	< 0,005	0,005	< 0,005	< 0,005
Mercúrio (mg/L)	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Níquel (mg/L)	< 0,001	0,012	0,0158	0,0079	0,0268	< 0,005	0,017	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,0098	0,0109	< 0,005	< 0,005
Nitrogênio total (mg/L)*	18,61	19,23	11,53	11,01	18,31	18,72	6,73	13,05	15,8	17,27	16,35	14,87	12,85	11,15	13,81
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	< 0,96	16	10,08	10,08	18,2	16,8	6,72	12,6	15,72	16,92	15,53	11,2	10,92	11	12
Nitrato (mg/L)*	0,31	0,22	0,2	0,17	0,05	0,04	< 0,03	0,05	0,04	0,7	0,22	0,03	0,03	0,04	0,11
Fósforo Total (mg/L)*	0,021	0,239	0,464	0,13	0,112	0,06	0,106	0,022	0,048	0,054	0,31	0,06	0,08	0,067	0,057
Óleos e graxas (mg/L)	< 0,1	< 10	< 10	30,4	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	28,4	< 10	< 10
pH	7,59	6,06	6,59	6,33	6,66	6,45	6,08	6,45	6,62	6,61	5,99	5,32	6,22	6,27	6,12

Parâmetros	out/20	nov/20	dez/20	jan/21	fev/21	mar/21	abr/21	mai/21	jun/21	jul/21	ago/21	set/21	out/21	nov/21	dez/21
Prata (mg/L)	< 0,0007	< 0,0007	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,009	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Sulfato (mg/L)*	101,2	610	7	1	68	56	10	3	4	3	10	7	6	13	17
Sulfeto (mg/L)	0,8	0,2	0,9	0,7	0,8	0,9	0,7	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8	0,36	0,8	0,7
Selênio (mg/L)	< 0,014	< 0,014	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	0,118	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008
Zinco (mg/L)	0,024	0,101	0,012	0,029	0,03	0,015	0,085	0,045	0,271	0,331	0,59	0,029	0,089	0,144	0,025
Amônia															

Fonte: Caesb (2022).