

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
CURSO DE QUÍMICA INDUSTRIAL**

EDNA MARIA DOS SANTOS ALVES

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO LANÇAMENTO DO EFLUENTE DE UMA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO NO RIO CUIÁ**

JOÃO PESSOA – PB

2020

EDNA MARIA DOS SANTOS ALVES

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO LANÇAMENTO DO EFLUENTE DE UMA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO NO RIO CUIÁ**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Química Industrial da Universidade Federal da Paraíba como requisito para obtenção do título de bacharel em Química Industrial.

Orientador: Prof. Dr. José Soares.

JOÃO PESSOA – PB

2020

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

A474a Alves, Edna Maria Dos Santos.

Avaliação do Impacto do Lançamento do Efluente de uma
Estação de Tratamento de Esgoto Doméstico no Rio Cuiá /
Edna Maria Dos Santos Alves. - João Pessoa, 2020.
77 f. : il.

Orientação: José Soares.
Monografia (Graduação) - UFPB/CT.

1. CT. 2. DBO. 3. DQO. 4. OD. 5. ETE. I. Soares, José.
II. Título.

UFPB/BC

EDNA MARIA DOS SANTOS ALVES

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO LANÇAMENTO DO EFLUENTE DE UMA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO NO RIO CUIÁ**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Química Industrial da
Universidade Federal da Paraíba como
requisito para obtenção do título de bacharel
em Química Industrial.

Orientador: Prof. Dr. José Soares.

Banca examinadora:

Prof. Dr. José Soares
(Orientador)

Prof. Dr. Raul Rosenhaim
(Membro da Banca)

Prof. Dr. Rennio Felix de Sena
(Membro da Banca)

JOÃO PESSOA

2020

AGRADECIMENTOS

Acima de tudo, agradeço a Deus por mais esta conquista.

Aos meus familiares, amigos e ao professor José Soares por acreditar em mim, apesar dos pesares, e pela paciência durante a execução deste trabalho.

Aos meus amigos da graduação Fabíola, Haydée, Sidney e Rodrigo por todo suporte ao longo desses anos.

RESUMO

A água é um dos recursos naturais mais utilizados pelo homem para suprir necessidades metabólicas e outros fins. No entanto, apenas águas doces podem ser utilizadas para abastecer organismos vivos. Esta, por sua vez, estão presentes em menor quantidade na terra, sendo 0,8% da fração total disponível podendo ser utilizada para abastecimento público. Algumas atividades econômicas demandam uma maior quantidade de água e, por isso, pode se sobrepor a oferta. Além o aumento do volume de esgoto, afetando diretamente as estações de tratamento de efluentes. Ou, às vezes, pela falta de saneamento básico, afetar corpos hídricos que transcorrem pelo perímetro urbano, causando diversos inconvenientes e afetando diretamente a qualidade deste. Por isso, as estações de tratamento de esgotos desempenham um papel primordial através da captação e aplicação de diversos tratamentos até que o efluente atinja os padrões impostos pela resolução 430/2011. Garantindo os usos preponderantes previstos na resolução CONAMA 357/2005, além da preservação ambiental. O presente trabalho tem como objetivo avaliar o impacto do lançamento do efluente tratado pela estação de tratamento de esgoto no rio Cuiá. Considerando o grau de remoção de coliformes fecais, DBO, DQO, fósforo total, nitrogênio amoniacal, OD, pH, SS, ST, STF e STV realizado pelo modelo australiano da ETE e elaborar um diagnóstico geral e atual sobre a qualidade do rio Cuiá. Foram realizadas coletas em cinco pontos amostrais: três na ETE e dois no rio Cuiá, ao longo dos anos de 2017 e 2018, a fim de associar os resultados das análises físico-químicas e microbiológicas a depuração do rio. A análise microbiológica mostrou que há a presença de coliformes termotolerantes (CT) antes e após o lançamento dos efluentes tratados, apresentando maiores valores à jusante nos meses de julho a dezembro de 2018. As análises físico-químicas evidenciaram que ocorre interferência do ponto de lançamento da estação de tratamento doméstico de Mangabeira (ETE-Mangabeira). Espera-se que esses resultados possam contribuir na atuação do poder público perante às ameaças de degradação desse corpo hídrico.

Palavras-chave: Coliformes, DBO, DQO, OD, ETE.

ABSTRACT

Water is one of the natural resources most used by man to supply metabolic needs and other purposes. However, only fresh water can be used to supply living organisms. This, in turn, is present in a smaller quantity on the earth, being 0.8% of the total available fraction being able to be used for public supply. Some economic activities require a larger quantity of water and therefore may overlap the supply. Besides the increase in the volume of sewage, directly affecting the effluent treatment plants. Or, sometimes, due to the lack of basic sanitation, affect water bodies that run through the urban perimeter, causing several inconveniences and directly affecting its quality. For this reason, sewage treatment plants play a key role by capturing and applying various treatments until the effluent reaches the standards imposed by resolution 430/2011. Guaranteeing the preponderant uses foreseen in the CONAMA resolution 357/2005, besides the environmental preservation. This work aims to evaluate the impact of the discharge of the effluent treated by the sewage treatment plant in the Cuiá River. Considering the degree of removal of fecal coliforms, BOD, QOD, total phosphorus, ammoniacal nitrogen, DO, pH, SS, ST, STF and STV carried out by the Australian model of the WWTP and to elaborate a general and current diagnosis on the quality of the Cuiá River. Collections were carried out at five sampling points: three at the ETE and two at the Cuiá River, over the years 2017 and 2018, in order to associate the results of the physical-chemical and microbiological analyzes with the purification of the river. The microbiological analysis showed that there is the presence of thermotolerant coliforms (TC) before and after the release of treated effluents, with higher values downstream in the months from July to December 2018. The physical-chemical analyzes showed that there is interference from the launch point of the domestic treatment of Mangabeira (ETE-Mangabeira). It is hoped that these results may contribute to the performance of the public power in the face of threats to the degradation of this water body.

Keywords: Coliforms, BOD, QOD, DO, ETE.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Processos biológicos em uma lagoa	21
FIGURA 2 – Estação de tratamento de esgoto-Mangabeira	28
FIGURA 3 – Diagrama esquemático da ETE-Mangabeira	29
FIGURA 4 – Concentração de coliformes termotolerantes e eficiência de remoção do tratamento	39
FIGURA 5 – Concentração de coliformes termotolerantes no rio Cuiá e atingimento do valor máximo permitido	40
FIGURA 6 – Eficiência de remoção de condutividade elétrica nos efluentes tratados do módulo I e II	43
FIGURA 7 – Concentração de condutividade elétrica no rio Cuiá	44
FIGURA 8 – Eficiência de remoção da demanda bioquímica de oxigênio nos efluentes tratados do módulo I e II	46
FIGURA 9 – Concentração da demanda bioquímica de oxigênio no rio Cuiá	47
FIGURA 10 – Eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio nos efluentes tratados do módulo I e II	50
FIGURA 11 – Concentração de fósforo total no rio Cuiá	52
FIGURA 12 – Concentração de nitrogênio amoniacal total no rio Cuiá	54
FIGURA 13 – Concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes tratados do módulo I e II.....	56
FIGURA 14 – Concentração de oxigênio dissolvido no rio Cuiá	57
FIGURA 15 – Valores de potencial hidrogeniônico nos efluentes tratados do módulo I e II	59
FIGURA 16 – Valores de potencial hidrogeniônico no rio Cuiá	60
FIGURA 17 – Eficiência de remoção de sólidos sedimentáveis nos efluentes tratados do módulo I e II	62
FIGURA 18 – Concentração de sólidos sedimentáveis no rio Cuiá	63
FIGURA 19 – Eficiência de remoção de sólidos totais nos efluentes tratados do módulo I e II	65
FIGURA 20 – Concentração de sólidos totais no rio Cuiá	66
FIGURA 21 – Eficiência de remoção de sólidos totais fixos nos efluentes tratados do módulo I e II	68
FIGURA 22 – Concentração de sólidos totais fixos no rio Cuiá	69

FIGURA 23 – Eficiência de remoção de sólidos totais voláteis nos efluentes tratados do módulo I e II	71
FIGURA 24 – Concentração de sólidos totais voláteis no rio Cuiá	72

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Valores dos parâmetros de lançamento de efluentes em recursos hídricos	25
TABELA 2 – Valores máximos padrão para os parâmetros de água doce classe 3	26
TABELA 3 – Concentração de coliformes termotolerantes e eficiência de remoção do tratamento	38
TABELA 4 – Concentração de condutividade elétrica e eficiência de remoção do tratamento	42
TABELA 5 – Concentração de demanda bioquímica de oxigênio e eficiência de remoção do tratamento	45
TABELA 6 – Concentrações da demanda bioquímica de oxigênio e eficiência de remoção do tratamento	49
TABELA 7 – Concentrações de fósforo total nos efluentes tratados e no rio Cuiá	51
TABELA 8 – Concentrações de nitrogênio amoniacal nos efluentes tratados e no rio Cuiá	53
TABELA 9 – Concentrações de oxigênio dissolvido nos efluentes tratados e rio Cuiá	55
TABELA 10 – Valores do potencial hidrogeniônico nos efluentes tratados e rio Cuiá	58
TABELA 11 – Concentrações de sólidos sedimentáveis e eficiência de remoção do tratamento	61
TABELA 12 – Concentração de sólidos totais e eficiência de remoção do tratamento	64
TABELA 13 – Concentração de sólidos totais fixos e eficiência de remoção do tratamento	67
TABELA 14 – Concentração de sólidos totais voláteis e eficiência de remoção do tratamento	70

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente.

CT – Coliformes Termotolerantes.

FT – Fósforo Total.

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DQO – Demanda Química de Oxigênio.

EFA – Efluente Final Anaeróbio.

EFF – Efluente Final Facultativo.

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto.

MF – Membrana Filtrante.

OD – Oxigênio Dissolvido.

SS – Sólidos Sedimentáveis.

ST – Sólidos Totais.

STF – Sólidos Totais Fixos.

STV – Sólidos Totais Voláteis.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	16
2.1	OBJETIVO GERAL	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1	ESGOTO: DEFINIÇÃO E TRATAMENTO	17
3.1.1	Tratamento Preliminar	18
3.1.2	Tratamento Primário	18
3.1.3	Tratamento Secundário	18
3.1.4	Lagoas de Estabilização	19
3.2	PARAMETROS DE ANÁLISE DE QUALIDADE DO EFLUENTE	22
3.2.1	Parâmetros Físico-químicos	22
3.2.2	Parâmetros Microbiológicos	24
3.3	LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	25
4	MATERIAIS E MÉTODOS	27
4.1	ÁREA DE ESTUDO	27
4.2	PONTOS DE AMOSTRAGEM	28
4.3	TÉCNICAS DE AMOSTRAGENS	29
4.3.1	Limpeza dos Materiais	29
4.3.2	Amostragem	30
4.3.3	Coleta das Amostras	30
4.4	METODOLOGIA	30
4.4.1	Coliformes Termotolerantes	31
4.4.2	Condutividade	31
4.4.3	Demanda bioquímica de oxigênio	31
4.4.4	Demanda química de oxigênio	32
4.4.5	Fósforo total	33
4.4.6	Nitrogênio amoniacal	34
4.4.7	Oxigênio dissolvido	34
4.4.8	Potencial hidrogeniônico	35
4.4.9	Sólidos sedimentáveis	35
4.4.10	Sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis	36

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5.1	COLIFORMES TERMOTOLERANTES	37
5.2	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	41
5.3	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO ₅)	44
5.4	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	47
5.5	FÓSFORO TOTAL (FT)	51
5.6	NITROGÊNIO AMONÍACAL (NH ₃)	52
5.7	OXIGÊNIO DISSOLVIDO	54
5.8	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO	57
5.9	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS	60
5.10	SÓLIDOS TOTAIS	63
5.11	SÓLIDOS TOTAIS FIXOS	66
5.12	SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS	69
6	CONCLUSÃO	73
	REFERÊNCIAS	75

1 INTRODUÇÃO

Desde os primeiros desenvolvimentos dos seres vivos, a presença ou ausência de água escreve a história da sociedade, cria culturas e hábitos, determina a ocupação de territórios, gera guerras, extingue e dá a vida às espécies e determina o futuro das gerações (BACCI; PATACA, 2008).

A água é um dos recursos naturais mais utilizados pelo homem, seja para suprir necessidades metabólicas ou para outros fins, por isso, sua disponibilidade é muito importante para moldar ecossistemas. Os recursos hídricos para abastecer os organismos vivos devem possuir qualidade e quantidade. Ou seja, devem dissolver, diluir e transportar as substâncias benéficas e maléficas à vida e também estar em grande quantidade (BRAGA, 2005).

Apesar da água ser uma das substâncias mais comuns existentes na natureza e se encontrar disponível sob diversas formas, apenas 0,8 % de água doce pode ser utilizada mais facilmente para abastecimento público – por ser tratar de águas superficiais. É necessário ainda subtrair a fração de água doce já muito poluída, restando, assim, apenas 3 % deste valor para consumo direto (BRAGA, 2005; VON SPERLING, 1996).

Dentre os diversos usos da água, o abastecimento doméstico, industrial e uso para irrigação são as atividades que requerem uma maior demanda de água, ou seja, um maior consumo. Essa demanda pode se sobrepor a oferta de água, seja pela quantidade ou porque a qualidade da água está afetada, além de aumentar o volume de esgoto gerado, afetando tanto o ambiente local como as estações de tratamento de esgoto, também chamadas ETE's (BRAGA, 2005; VON SPERLING, 1996)

Jordão; Pessoa (2011), aponta que a poluição causada pelo lançamento indiscriminado de esgoto sem tratamento, ou parcialmente tratado, nos corpos d'água pode causar vários inconvenientes, com maior ou menor grau de importância, e é função do uso da água e da qualidade ocasionada no corpo receptor.

Uma pesquisa no âmbito nacional evidencia que apenas 53 % das residências brasileiras possuem coleta de esgoto. Deste percentual, apenas 46 % recebe algum tipo de tratamento, sendo a porcentagem remanescente lançada 'in natura' em rios, mares, lagos e bacias. Isto influencia negativamente os recursos hídricos, a vida animal e vegetal, tendo potencial de degradação do meio ambiente, além de poder causar transmissão de doenças, ocasionando impacto à saúde pública (BRASIL, 2016).

Diariamente são tratados, aproximadamente, 8.460.590 m³ de efluente no Brasil, sendo 1.337.944 m³/dia na região Nordeste, desse 84.749 m³/dia no estado da Paraíba (IBGE, 2008).

João Pessoa segue avançando no ranking de esgotamento sanitário, tendo 49,03 p.p, 71,76 p.p, 75,71 p.p, 74,78 p.p e 75,80 p.p nos anos de 2013, 2014, 2015, 2016 e 2017, respectivamente, representando um aumento de 26,77 p.p no que se refere ao atendimento de esgoto (SNIS, 2017). Apesar do crescente índice, a coleta e tratamento de esgoto por rede coletora ou pluvial ainda não abrange cerca de 50,8 % da população urbana, ou seja, apenas 49,2 % do esgoto coletado possui tratamento efetivo nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) (IBGE, 2019).

As ETE's são responsáveis pela recepção e aplicação de diversos tratamentos no efluente coletado para que o mesmo atinja os parâmetros adequados de lançamento e diluição no corpo receptor, respeitando a carga máxima da sua capacidade de autodepuração, evitando, assim, impactos ambientais.

(FILHO, 2014), em estudo sobre “A Observação Geográfica da Degradação Ambiental do Rio Cuiá”, constatou que os vários pontos de poluição por efluente, retirada da mata ciliar, depósito de resíduos sólidos entre outros, degradam o rio e constituem diversos problemas sociais e ambientais. O pesquisador recomenda ainda que as autoridades tomem decisões urgentes para melhoria desse problema, além de uma renaturalização para melhorar o ciclo hidrológico.

Todo corpo hídrico receptor possui padrões máximos de autodepuração, ao qual todo efluente lançado deve obrigatoriamente atender, bem como as legislações vigentes. Desse modo é possível fiscalizar e garantir que os efluentes lançados não possuam fatores maléficos e estejam de acordo com as legislações como a resolução 357/2005 e 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente – SISNAMA, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (MMA, 2020).

Desta forma, diante do exposto, o presente trabalho tem como finalidade avaliar a eficiência do tratamento de uma estação de tratamento de efluentes através de parâmetros físico-químicos e microbiológicos e o impacto do lançamento desse efluente no rio Cuiá.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o impacto do lançamento do efluente tratado pela estação de tratamento de esgoto no rio Cuiá.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência do tratamento do efluente através do grau de remoção de coliformes fecais, DBO, DQO, fósforo total, nitrogênio amoniacal, OD, pH, SS, ST, STF e STV realizado pelo modelo australiano da ETE.
- Comparar se os resultados obtidos através das análises experimentais estão em conformidade com os parâmetros de qualidade frente aos requisitos das resoluções 357/2005 e 430/2011 do CONAMA.
- Elaborar um diagnóstico geral e atual sobre as características do rio Cuiá.
- Obter dados sobre a qualidade da água do rio Cuiá.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ESGOTO: DEFINIÇÃO E TRATAMENTO

BRAGA (2005) define esgoto como os despejos provenientes dos diversos usos da água, sendo o esgoto doméstico resultante do uso da água pelo homem para fins higiênicos e fisiológicos, proveniente, principalmente, das residências, prédios públicos e comerciais. O esgoto doméstico é composto por 99,9 % de água e 0,1 % de sólidos e devido a essa fração de sólidos faz-se necessário realizar o tratamento dessas águas, pois os sólidos deterioram a qualidade do corpo receptor.

Além dos sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, outros constituintes da carga poluidora dos esgotos domésticos são os microrganismos. Por esta razão, o lançamento do esgoto previamente tratado nos corpos receptores é essencial para preservação do meio ambiente e da saúde pública. Desse modo, as estações de tratamento de esgotos são essenciais, pois elas possuem como objetivo a redução da carga poluidora dos esgotos antes do seu lançamento no corpo receptor (BRAGA, 2005; VON SPERLING, 1996).

No Brasil, em sua grande maioria, somente os esgotos domésticos – oriundos de residências, instituições e comércios – contribuem à ETE. O tratamento deste efluente consiste na redução da carga poluidora existente nas águas residuárias, a fim de garantir o afastamento adequado do esgoto e, conseqüentemente, a melhoria da qualidade dos corpos receptores (VON SPERLING, 1995). O modelo e sistemas de tratamento a serem empregados para remoção de poluentes são determinados através de estudos e/ou critérios relativos ao efluente e às condições do corpo receptor. De forma que tais requisitos a serem atingidos sejam função da legislação específica, a qual prevê padrões de qualidade para o efluente e para o corpo receptor (VON SPERLING, 1995).

Tais sistemas podem ser dispostos em uma ou mais unidades de tratamento, de acordo com o grau de eficiência obtido por um ou mais dispositivos de tratamento (BRAGA, 2005).

Com o propósito de se obter um efluente para lançamento de acordo com um padrão de qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente, os níveis deste sistema de tratamento são divididos em: preliminar, primário, secundário e terciário (BAIRD, 2002; VON SPERLING, 1995).

3.1.1 Tratamento Preliminar

É constituído unicamente por processos físicos e tem como finalidade a remoção de sólidos grosseiros. Nesta etapa, os resíduos sólidos são removidos através de grades de barras (gradeamento) e a separação da água residual da areia é realizada através da utilização de canais de areia. A principal finalidade dessa operação é proteger os estágios subsequentes de tratamento e preservar os corpos d'água receptores (JORDÃO; PESSOA, 2011).

Após passagem pelo gradeamento, o efluente passa por caixas de areia. Nesta fase, ocorre a remoção da areia (desareanação) por sedimentação das partículas com maiores dimensões e densidades, enquanto as partículas com sedimentação lenta continuam em suspensão e são tratadas posteriormente.

Ainda na fase preliminar, está presente a calha Parshall que atua como medidora de vazão do líquido.

3.1.2 Tratamento Primário

Possui como finalidade a remoção de sólidos sedimentáveis e matéria orgânica que não foram removidos na etapa preliminar. Os esgotos fluem vagarosamente pelos tanques de decantação, que podem ser retangulares ou circulares, permitindo que os sólidos com maiores densidades sedimentem gradualmente no fundo, formando o lodo primário bruto, enquanto os de menores densidades, como óleos e graxas, flutuam e são removidos na superfície. Com este tratamento, a carga da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) é reduzida em torno de 25 a 35 % e a de sólidos grosseiros varia em torno de 60 a 70 % (BAIRD, 2002; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

3.1.3 Tratamento Secundário

Aceleram os mecanismos de degradação, de maneira controlada, através da inserção de uma gama de microrganismos, que ocorrem naturalmente nos corpos receptores, em intervalos de tempo menores do que nos sistemas naturais (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Os microrganismos, que podem ser bactérias, protozoários, fungos etc., são inseridos em contato com o efluente, de modo que a matéria orgânica sirva como alimento e ocorra a conversão da mesma em gás carbônico, água e material celular. Ocorre o crescimento e

reprodução dos microrganismos na presença de oxigênio, e formação de gás metano em sistemas anaeróbios (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). Dentro deste tratamento, temos dois tipos de tratamentos, baseados no padrão de respiração dos microrganismos: o aeróbio e o anaeróbio.

3.1.3.1 Tratamento Aeróbio

O tratamento aeróbio é caracterizado por possuir suprimento de oxigênio artificialmente, por meio de dispositivos eletromecânicos que mantêm agitando o afluente. O oxigênio dissolvido (OD) entra em contato com toda ou parte da massa líquida, garantindo as reações bioquímicas que caracterizam o processo. Apesar de possuir uma área pequena para implementação, esse tratamento apresenta como desvantagem o alto custo de operação pelo seu consumo considerável de energia (SOARES, 2015).

3.1.3.2 Tratamento Anaeróbio

Neste tipo de tratamento, a estabilização ocorre sem a presença do oxigênio dissolvido, sendo formado uma pequena quantidade de lodo e uma grande quantidade de metano e dióxido de carbônico, deixando na solução aquosa subprodutos como amônia, sulfetos e fosfatos (SOARES, 2015).

Os microrganismos degradam a matéria orgânica em vários estágios bioquímicos consecutivos (reações em cadeia), gerando continuamente vários produtos intermediários que são imediatamente processados (JORDÃO, 2011).

3.1.4 Lagoas de Estabilização

A estabilização da matéria orgânica é realizada através da oxidação bacteriológica – oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia – e/ou redução fotossintética das algas em lagoas, naturais ou artificiais, com profundidade determinada. Este tipo de lagoa reproduz as condições naturais de estabilização da matéria orgânica adequadas aos fenômenos físicos, químicos e biológicos que caracterizam a autodepuração (JORDÃO; PESSOA, 2011).

De acordo com Jordão; Pessoa (2011), estas lagoas apresentam um alto grau de eficiência, sendo seu efluente bastante estável e a carga de BDO reduzida em torno de 75 a 85 %. O autor destaca ainda que, no Brasil, esse tipo de tratamento foi bem aceito pois, além da

sua alta eficiência, as condições climáticas favoráveis e a grande extensão de área plana se apresentaram como uma solução adequada. No entanto, quando não conforme com as condições requeridas, o mesmo apresenta diversos inconvenientes, tais como: mau odor, desenvolvimento de insetos, efluente com alto teor de DBO, coliformes fecais em excesso e etc.

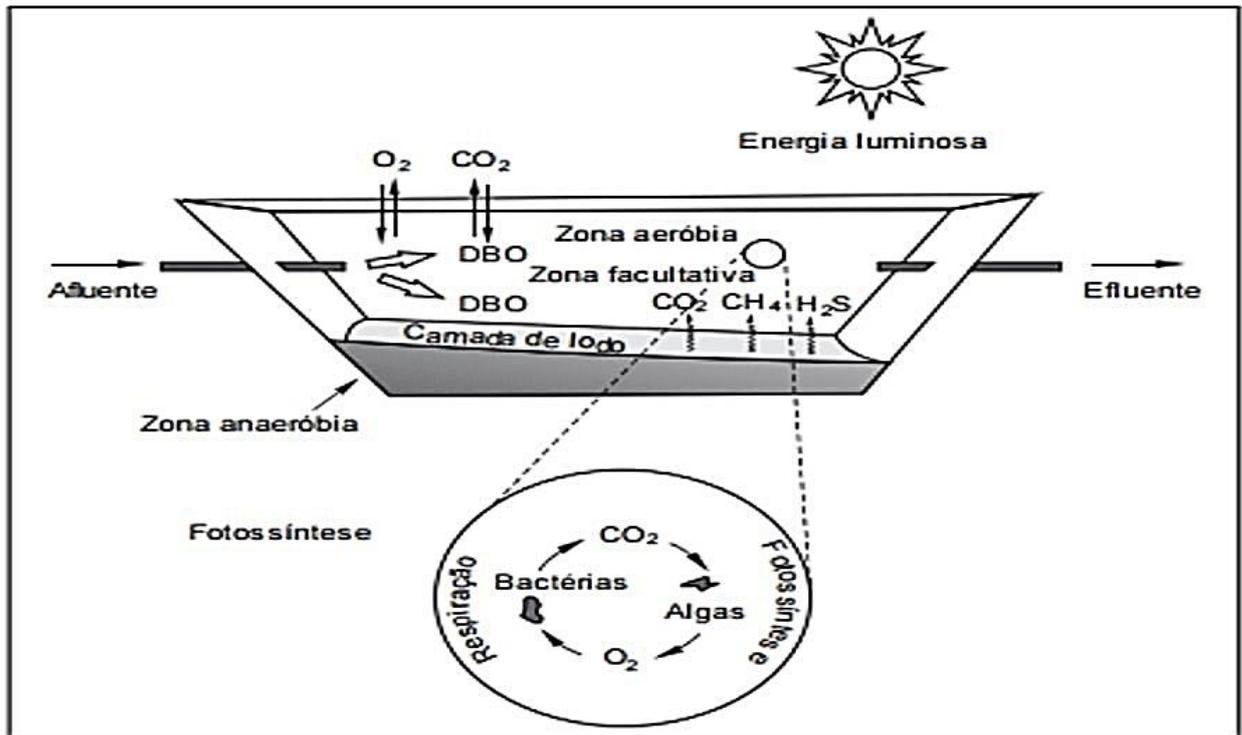
Soares (2015), classifica as lagoas de acordo com o tipo de estabilização predominante da matéria orgânica, podendo ser:

- a) Anaeróbias: quando não há presença de oxigênio, predominando os processos de fermentação anaeróbia;
- b) Facultativas: quando, na camada superior, ocorre atividade aeróbia biológica e, na inferior, uma zona anaeróbia;
- c) Estritamente aeróbias: onde há equilíbrio nas atividades oxidativas e fotossintéticas, garantindo condições aeróbias em todo o meio;
- d) De maturação: as que apresentam como principal finalidade a remoção de organismos patogênicos;
- e) De polimento: que apresentam como objetivo principal a remoção adicional de DBO, nutrientes e organismos patogênicos;
- f) Aeradas: quando se introduz oxigênio no meio através de um sistema mecanizado;
- g) Com macrófitas: quando incluídas para reduzir nutrientes, sólidos em suspensão e DBO remanescente.

O efluente entra por uma extremidade da lagoa e permanece por vários dias, passando por diversos processos de purificação do esgoto, até sair pela extremidade oposta, de modo constante. Sua composição é alterada por permanecer estático por esse período de detenção, permitindo que os processos biológicos, físicos e químicos ocorram na lagoa.

As zonas de interação entre os diversos processos biológicos presentes em uma lagoa são mostradas na Figura 1:

FIGURA 1 – Processos biológicos em uma lagoa



Fonte: Von Sperling (1995, p. 21).

Na camada superior da lagoa, tem-se a zona aeróbica, onde a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração de microrganismos aeróbios e ocorre a formação de CO_2 e água. A zona facultativa pode ou não ocorrer com a presença do oxigênio e predominam os processos de oxigenação aeróbica e fotossintética. É nesta zona que se encontra a maior concentração de algas e, abaixo desta, as condições são unicamente anaeróbicas, ou seja, não há oxigênio dissolvido presente (JORDÃO, 2011).

O efluente após este tratamento é despejado no corpo hídrico receptor e, por isso, já deve estar dentro dos padrões estabelecidos pelos órgãos ambientais vigente, de forma que se evite inconvenientes que possam surgir de maneira parcial ou total.

Jordão (2011) e Von Sperling (1995), apontam que a construção de uma lagoa deve seguir intimamente às características do projeto. E que este último deve representar, fielmente, as condições locais, além de levar em consideração os parâmetros atuais de saneamento e outros requisitos importantes. São requisitos importantes o baixo custo de implementação e operação; a elevada vida útil, adequada eficiência de remoção das diversas categorias de poluentes e etc.

3.2 PARÂMETROS DE ANÁLISE DE QUALIDADE DO EFLUENTE

Para a averiguação se o efluente está de acordo com padrão de qualidade desejado e/ou o padrão de lançamento nos corpos receptores Braga (2002), indica que sejam realizadas análises físico-químicas e biológicas.

Nos estágios seguintes serão apresentados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos utilizados no desenvolvimento do corrente trabalho e sua importância para o tratamento de efluente doméstico na ETE.

3.2.1 Parâmetros Físico-químicos

3.2.1.1 Condutividade elétrica

Caracterizada como a capacidade de uma solução de conduzir corrente elétrica, a análise da condutividade elétrica mensura os sais dissolvidos contidos no esgoto doméstico e, conseqüentemente, o risco de salinização.

3.2.1.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

Representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação aeróbia da matéria orgânica contida na massa d'água. Determina o potencial de poluição de esgoto doméstico e industriais através da avaliação da capacidade de depuração dos corpos d'água receptores. Quanto maior a quantidade de DBO₅, mais poluída se encontra a água, maior o grau de poluição orgânica (JORDÃO, 2011).

Como a estabilização da matéria orgânica pode requerer um período muito prolongado para efeitos práticos, o teste de DBO₅ tem sido convencionalmente aceito, pois considera o período de 5 dias de incubação, a uma temperatura padrão (20 °C), satisfatório para a sua estimativa (SOARES, 2015).

3.2.1.3 Demanda química de oxigênio (DQO)

Medição que utiliza agentes químicos oxidantes para estimar a quantidade de oxigênio requerida pela matéria orgânica resistente a biodegradação ou não biodegradável presente no efluente. Esta análise destina-se unicamente para estimar a quantidade de oxigênio necessária

para a oxidação genuinamente química. Apresenta resultado de forma rápida (em até 2 horas), além de mensurar tanto os compostos biodegradáveis ou não (JORDÃO, 2011).

3.2.1.4 Fósforo total (FT)

Proveniente principalmente do uso de sabões e detergentes sintéticos, o fósforo se encontra nos efluentes domésticos na forma de fosfatos: ortofosfato, polifosfato ou fosfatos orgânicos. Por ser o nutriente essencial para o crescimento da biota aquática, se despejado em grandes quantidades nos corpos receptores pode causar a eutrofização (SOARES, 2015; VON SPERLING, 1996).

3.2.1.5 Nitrogênio amoniacal (NH₃)

O nitrogênio pode afetar diretamente não só o tratamento, como também o corpo receptor do efluente, pois é um elemento indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento do esgoto. E justamente por essa capacidade e pela sua toxicidade, faz-se necessário remover este nutriente dos efluentes antes de despejá-lo no corpo hídrico receptor, a fim de evitar a depleção de oxigênio e morte da biota aquática (JORDÃO, 2011; VON SPERLING, 1996).

3.2.1.6 Oxigênio dissolvido (OD)

A determinação deste parâmetro é uma das principais análises em levantamento de poluição hídrica, já que sua redução ou ausência compromete a sobrevivência da biota do corpo d'água receptor, tais como: bactérias aeróbias, algas, protozoários, etc. Pode ainda se agravar ao ponto de extinguir toda a vida aquática aeróbia, ocorrendo assim, a anaerobiose do sistema (SOARES, 2015).

3.2.1.7 Potencial hidrogeniônico (pH)

Expressa a intensidade da condição de acidez, basicidade ou neutralidade de um determinado meio. Por meio de sua determinação, é possível determinar a maioria das espécies químicas de interesse na análise de águas residuárias, além de interferir na coagulação química, controle de corrosão, abrandamento e desinfecção.

No contexto de tratamentos de esgotos domésticos, sua fixação em faixas adequadas ao desenvolvimento das reações químicas e bioquímicas do processo é requerível. Sua acidez fica condicionada à presença de gás carbônico livre, e a basicidade à presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. Sendo a neutralidade a faixa ideal para se manter nas águas residuárias, para que os microrganismos possam atuar no tratamento biológico e o meio ambiente não seja afetado (JORDÃO, 2011).

3.2.1.8 Sólidos sedimentáveis (SS)

É a fração dos sólidos que sedimentam, em cone Imhoff, por ação da gravidade, a partir de 1 litro de amostra em repouso por 1 hora. Esse mecanismo simula a quantidade aproximada de matéria sólida orgânica que sedimentaria no corpo d'água receptor (JORDÃO, 2011).

Apesar de representar cerca de apenas 0,08% no esgoto (JORDÃO, 2011), a não remoção da matéria sólida interfere nas camadas subsequentes do tratamento do efluente, além de possíveis implicações ambientais no corpo receptor.

3.2.1.9 Sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis (ST, STF, STV)

O teor de sólidos fixos e voláteis representa, de modo aproximado, a quantidade de matéria orgânica presente na amostra analisada, através da determinação da fração volátil. Esta determinação é baseada numa combustão, de forma a se promover a completa oxidação da matéria orgânica e minimizar a decomposição e volatilização de substâncias inorgânicas.

3.2.2 Parâmetros Microbiológicos

3.2.2.1 Coliformes termotolerantes

Um dos principais parâmetros para identificação e mensuração nos efluentes domésticos são os coliformes fecais. São oriundos dos excrementos humanos ou de animais e sua presença indica quando uma água apresenta contaminação por organismos patogênicos e, conseqüentemente, a sua potencialidade em transmitir doenças ao homem (JORDÃO, 2011; VON SPERLING, 1996).

3.3 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

A legislação ambiental foi criada com o intuito de proteger o meio ambiente e reduzir ao mínimo as consequências de ações avassaladoras. Ocorre através de leis, normas, decretos, resoluções e portarias, sendo de responsabilidade tanto de pessoas físicas quanto jurídicas garantir que os mesmos sejam cumpridos.

Em virtude disso, em âmbito nacional, as principais legislações que regulamentam o lançamento de efluentes domésticos em corpos hídricos é a CONAMA 357/2005, que “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento”. Foi complementada pela resolução CONAMA 430/2011, que “dispõe sobre condições e padrões para lançamento nos corpos d’água”, as quais visam preservar a vida aquática e a saúde pública (JORDÃO, 2011).

Na Tabela 1 estão dispostos os valores máximos determinados pela legislação nacional para emissão de efluentes em corpos hídricos.

TABELA 1 – Valores dos parâmetros de lançamento de efluentes em recursos hídricos

Parâmetros	CONAMA 430/2011
pH	5,0 a 9,0
SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS	Até 1 mL.L ⁻¹
SÓLIDOS TOTAIS FIXO	Não especificado
SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS	Não especificado
SÓLIDOS TOTAIS	Não especificado
DBO ₅	≥ 60 %
DQO	Não especificado
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	Não especificado

Fonte: Adaptado de CONAMA 430/2011.

O tratamento do efluente doméstico deve ainda considerar os valores máximos dos parâmetros de qualidade referentes a classe à qual o corpo hídrico receptor se enquadra, de acordo com a resolução CONAMA 357/2005, de modo que se evite possíveis efeitos prejudiciais ao uso preponderantes designados (JORDÃO, 2011).

SUDEMA *apud* Reis (2010) classifica o rio Cuiá como sendo de água doce, classe 3, ou seja: são águas que se destinam ao abastecimento para consumo humano, após tratamento

convencional ou avançado, a pesca amadora, dessedentação de animais ou a recreação de contato secundário.

Na Tabela 2 estão dispostos os valores máximos dos parâmetros para corpos receptores classificados como classe 3, no qual o Rio Cuiá se enquadra.

TABELA 2 – Valores máximos padrão para os parâmetros de água doce classe 3

Parâmetros	Valor Máximo
pH	6,0 a 9,0
FÓSFORO TOTAL	0,15 mg.L ⁻¹
NITROGÊNIO AMONÍACAL	13,3 mg.L ⁻¹ para pH ≤ 7,5
	5,6 mg.L ⁻¹ para 7,5 < pH ≤ 8,0
	2,2 mg.L ⁻¹ para 8,0 < pH ≤ 8,5
	1,0 mg.L ⁻¹ para pH > 8,5.
SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS	Não especificado
SÓLIDOS TOTAIS FIXO	Não especificado
SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS	Não especificado
SÓLIDOS TOTAIS	Não especificado
DBO ₅	Até 10 mg.L ⁻¹
DQO	Não especificado
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	> 4,0 mg.L ⁻¹
COLIFORMES TERMOTOLERANTES	4.000 coliforme/100 mL

Fonte: Adaptado de Resolução CONAMA 357/2005.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O trabalho de pesquisa foi realizado no laboratório da Estação de Tratamento de Esgotos - ETE Mangabeira, localizada na Rua Rosa Maria Barros Pordeus, S/N - Mangabeira, João Pessoa – PB, da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA CNPJ: 09.123.654/0001-87, no período compreendido entre janeiro de 2017 a dezembro de 2018.

A empresa iniciou suas operações, como CAGEPA, em 1972 e atualmente atende 2.841.101 pessoas com serviço de água e 880.253 pessoas com serviço de esgoto, distribuídos em seis gerências regionais: Regional do Litoral com sede em João Pessoa; Regional do Brejo com sede em Guarabira; Regional da Borborema com sede em Campina Grande; Regional das Espinharas com sede em Patos; Regional do Alto Piranhas com sede em Cajazeiras e Regional do Rio do Peixe com sede em Souza (CAGEPA, 2020).

A ETE Mangabeira foi projetada para atender uma população estimada de 33.000 habitantes, que gera, estimadamente, uma vazão afluyente para cada unidade de tratamento de 8.275 m³ /dia. Como estrutura preliminar, a ETE comporta gradeamento, dois desarenadores e um medidor de vazão (Calha Parshall); o nível secundário o tratamento é composto por duas lagoas anaeróbias e duas lagoas facultativas (Figura 2).

FIGURA 2 – Estação de tratamento de esgoto - Mangabeira



Fonte: Google Maps (2020).

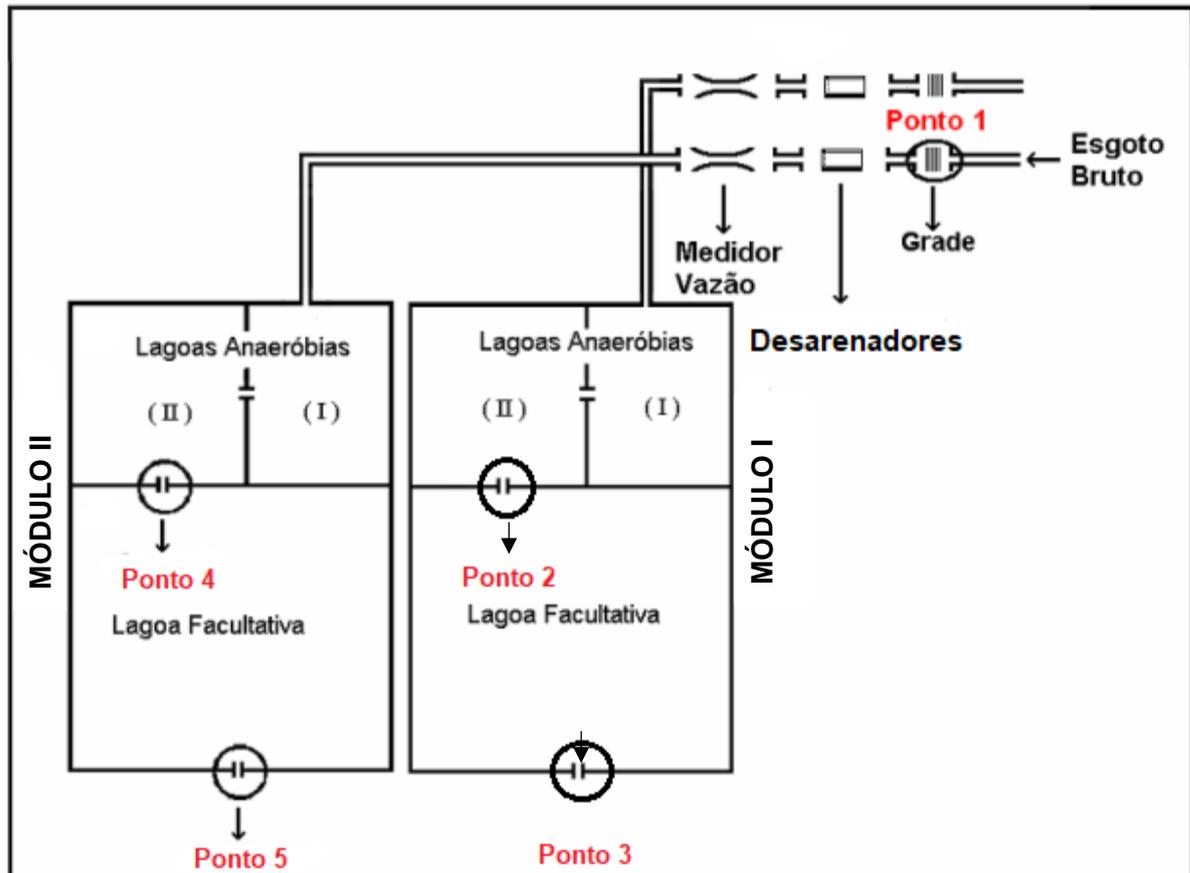
Atualmente, na estação de tratamento de esgoto de Mangabeira são tratados os efluentes advindos dos bairros: Bancários, Ernesto Geisel, Funcionários I e II, Gramame, Grotão, Jardim São Paulo, João Paulo II, Monsenhor Magno, Mangabeira e Valentina.

4.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM

Neste estudo foram monitorados cinco pontos de amostragem nos dois módulos localizados na ETE – Mangabeira, como mostrado na Figura 3. O ponto de monitoramento 1 está localizado junto ao sistema de tratamento primário, caracterizado como esgoto bruto (EB). O afluyente; o ponto de monitoramento 2 localizado na saída do efluente anaeróbico (EFA1) e o ponto de monitoramento 3 localizado na saída do efluente facultativo (EFF1). Ambos no

módulo I da ETE; e os pontos de monitoramento 3 e 4, denominados como efluente anaeróbio II (EFA2) e efluente facultativo 2 (EFF2), respectivamente.

FIGURA 3 – Diagrama esquemático da ETE-mangabeira



Fonte: Adaptado de SOUSA (2007).

4.3 TÉCNICAS DE AMOSTRAGENS

4.3.1 Limpeza dos Materiais

Os materiais utilizados para obtenção da maioria dos parâmetros físico-químicos foram higienizados com detergente neutro comercial, esponja e/ou escova, enxaguados em água corrente, seguido de enxágue em água destilada. Já os materiais para obtenção do parâmetro microbiológico foram lavados e esterilizados em autoclave.

4.3.2 Amostragem

As amostras para determinação dos parâmetros condutividade, DBO₅, DQO, NH₃, pH, SS, ST, SF e SV foram coletadas em recipientes específicos para a coleta e transferidos para garrafas pet de 2 litros. Enquanto as amostras para OD eram transferidas para frascos de DBO, as de FT para frascos de vidro âmbar previamente tratados e as de coliformes termotolerantes (CT) para frascos de plástico também previamente tratados. Os recipientes de vidro contendo as amostras foram embalados em copos de isopor e colocados acoplados, de forma que não quebrasse, aos recipientes de plásticos em cooler com gelo, de modo a preservar as características da amostra coletada.

4.3.3 Coleta das Amostras

As coletas foram realizadas mensalmente, entre o horário das 9 h às 11 h no mesmo dia de realização das análises. Foram coletadas, aproximadamente, 2 L de cada amostra para as determinações dos parâmetros condutividade, DBO₅, DQO, (NH₃), pH, SS, ST, SF e em garrafas de plástico; as amostras para as análises de OD foram coletadas em frascos de DBO com volume de 300 ± 50 mL, sendo fixado com MnSO₄ e azida sódica em campo (MACKERETH et. al., 1978); para o FT foram coletadas quantidades suficientes de amostras em vidro âmbar e para a análise de CT, as amostras foram coletadas em recipientes de plástico.

4.4 METODOLOGIA

Os parâmetros físico-químicos analisados para estudo da qualidade do tratamento de esgoto foram constituídos por: condutividade, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total (FT), Nitrogênio Amoniacal (NH₃), Oxigênio Dissolvido (OD), Potencial Hidrogeniônico (pH), Sólidos Sedimentáveis (SS), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV). Todos realizados no Laboratório de Análises e Monitoramento de Efluente da CAGEPA (LAMEC) situado na ETE-Mangabeira.

4.4.1 Coliformes Termotolerantes

A quantificação dos coliformes termotolerantes nas águas residuárias foi realizada seguindo o método da Membrana Filtrante (MF). Este método baseia-se na filtração de volumes adequados da amostra, no qual as bactérias ficarão retidas na membrana filtrante por serem maiores que o poros da membrana. Essa quantificação foi realizada colocando a membrana filtrante com auxílio de uma pinça em aço inox no filtro à vácuo, seguido da adição de 1 mL da amostra bruta homogeneizada juntamente com uma pequena quantidade de água de diluição estéril. Após isso, ligou-se a bomba de vácuo para realizar a sucção, lavando o filtro com água de diluição e aplicando vácuo sequencialmente, por três vezes. Posteriormente a lavagem e filtração, aliviou-se o vácuo e removeu-se o filtro do suporte. Com o auxílio da pinça flambada, removeu-se a membrana do filtro e a transferiu para a placa de Petri contendo o meio de cultura de acordo com a necessidade dos microrganismos e levadas para estufa bacteriológica por 24 horas, sendo contadas as colônias em seguida.

4.4.2 Condutividade

Baseado no método da resistência elétrica, a quantificação desse parâmetro foi realizada seguindo o seguinte procedimento: após ligar o condutímetro WTW, modelo Cond 330i, o eletrodo foi retirado da solução padrão e lavado com uma pisseta contendo água destilada em um Becker de 250 mL. Em seguida, mergulhava-se o eletrodo numa pequena quantidade da amostra previamente separada e codificada, até que a leitura da condutância estabilizasse. Terminada a leitura, o valor foi anotado e o eletrodo novamente lavado com uma pisseta contendo água destilada e inserido novamente na solução padrão.

4.4.3 Demanda bioquímica de oxigênio

Os valores da DBO foram determinados através do equipamento HACH, composto por um medidor HQ40d e sonda com auto agitação LBDO, apresentando faixa de medição de 0.02 a 20.0 mg.L⁻¹. Para medir os dados qualitativos, o equipamento realiza a quantificação de oxigênio dissolvido na amostra por luminescência.

O equipamento foi calibrado semanalmente com água destilada, antes do seu uso.

A determinação deste parâmetro seguiu o procedimento analítico descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater e Chemistry for Environmental Engineering (SAWYER et. al., 1994).

Após chegada no laboratório, as amostras seguiam para lavagem das embalagens com detergente comercial e esponja. Em seguida, as amostras eram devidamente homogeneizadas e volumes pré-determinados das amostras eram pipetados para frascos padrões de DBO previamente identificados. O volume do frasco era completado com água de diluição, por sifonamento. Posteriormente, os frascos identificados para medição inicial eram separados e a determinação das concentrações de oxigênio nas amostras eram realizadas. Já os frascos identificados para incubação eram separados, tampados hermeticamente, completados com água destilada o espaço entre as paredes da boca e a tampa do frasco de DBO e incubados a 20 ± 1 °C durante 5 dias, no escuro. Uma prova em branco, contendo somente água destilada e reagentes, também foram incluídas. Completado o período de incubação, a medição final do oxigênio dissolvido das amostras era determinado. Ao final, o teor da Demanda Bioquímica de Oxigênio era obtido pela Equação 3.

$$DBO_5 = (OD_F - OD_i) \times \frac{V_{frasco}}{V_{amostra}} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

OD_f é a quantidade de oxigênio dissolvido ao final de 5 dias de incubação

OD_i é a quantidade de oxigênio dissolvido no dia da coleta das amostras

4.4.4 Demanda química de oxigênio

Os valores da DQO foram determinados através do método da refluxação fechada descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Posteriormente a lavagem dos recipientes das amostras, era retirado 2,5 mL da amostra e transferido para um tubo, previamente identificados, de digestão contendo 1,5 mL da solução digestora e 3,5 mL da solução catalisadora. Além dos tubos contendo as amostras, tubos contendo provas em branco também eram inseridos. Esses tubos continham 2,5 mL de água destilada no lugar da amostra. Os tubos eram tampados, homogeneizados e postos para digestão por 2 horas a 150 ± 2 °C em um digestor modelo CE-350/25 da CIENLAB. Passado o tempo para a digestão, os tubos eram retirados e mantidos a temperatura ambiente até esfriamento, quando o seu conteúdo era

transferidos para frascos Erlenmeyer de 100 mL e os tubos eram lavados com água destilada até obtenção de um volume final de 25 mL.

Logo após a inserção da gota do indicador de ferroína, a amostra era misturada e dava-se início a titulação com sulfato ferroso amoniacal até que a amostra apresentasse uma coloração marrom-avermelhada. A titulação foi realizada com cautela a fim de obter um valor mais fidedigno. Assim foi prosseguido a titulação de todas as amostras, da prova em branco e da prova padrão. Esta última compreendia em 1,5 mL da solução digestora, 3,5 mL de H₂SO₄ concentrado e 15 mL de água destilada e seguia procedimento de titulação igual às outras amostras, porém sem digestão.

O cálculo da demanda de oxigênio da amostra é determinado pela Equação 4 a seguir:

$$DQO = \frac{(V_{pb} - V_{tit})}{V_{pd}} \times 1000 \times d$$

Equação 4

Onde:

V_{pb} é o volume titulado da prova em branco;

V_{tit} é o volume titulado de cada amostra;

V_{pd} é o volume titulado do padrão

d é o fator de diluição.

4.4.5 Fósforo total

Para determinação do fósforo total contido nas amostras dos efluentes, foi utilizado o método espectrofotométrico do ácido ascórbico com pré-digestão pelo persulfato de amônia (APHA, 1989).

Para a digestão das amostras, marcava-se o tipo de amostra em Erlenmeyer de 125 mL, adicionava-se 5 mL da amostra bruta, 0,4 g de persulfato de amônia e 1 mL da solução de ácido sulfúrico para digestão. Em seguida, cobriam-se os Erlenmeyer com papel alumínio e os colocava para digestão numa autoclave vertical por 30 minutos à 121 °C.

Após esfriar, as amostras eram preparadas para a leitura espectrofotométrica da seguinte forma: removia-se a tampa de alumínio e lavava-se com água destilada a tampa e as paredes com água destilada, despejando o líquido dentro do Erlenmeyer. Adicionava-se uma gota do indicador fenolftaleína e pipetava-se com NaOH 6N para alcalinizar, até formar uma

coloração rosada. Após transferia-se o líquido de cada Erlenmeyer para balões volumétricos de 50 mL, completando o volume com água destilada e vertendo novamente para os Erlenmeyer, lavando o balão com água destilada e despejando o líquido de lavagem dentro do Erlenmeyer.

Passadas estas etapas, realizava-se a leitura do FT presente nas amostras. Para a leitura espectrofotométrica, adicionava-se 8 mL do reagente combinado (contendo ácido sulfúrico 5N, solução de tartarato de antimônio e potássio, solução de molibdato de amônia e solução de ácido ascórbico) em cada Erlenmeyer. Aguardava-se 10 minutos e realizava-se a leitura à 880 nm no espectrofotômetro UV-VIS AquaMate AQ8000.

4.4.6 Nitrogênio amoniacal

Seguindo o método de Nesslerização direta (APHA, 1989), 100 mL da amostra foi transferida para Erlenmeyer de 250 mL previamente identificados. Em seguida adicionava-se pequenas quantidades da solução de sulfato de zinco e NaOH 6N em curtos intervalos de tempo, sempre misturando por rotação e verificando a amostra até decantação satisfatória para leitura no espectrofotômetro. Após clarificada a amostra, 5 mL do sobrenadante clarificado era pipetado e transferido para Erlenmeyer de 125 mL, adicionado 2 gotas do sal de Rochelle e 1 mL do reagente de Nessler. A leitura era realizada à 450 nm no espectrofotômetro UV-VIS AquaMate AQ8000.

4.4.7 Oxigênio dissolvido

As análises de Oxigênio Dissolvido foram realizadas seguindo o método de Winkler ou iodométrico (MACKERETH et. al., 1978). As amostras foram fixadas com $MnSO_4$ e azida sódica em campo. Após chegada no laboratório, os recipientes eram lavados cuidadosamente, de modo que a amostra não fosse contaminada, com detergente neutro comercial e esponja.

O procedimento de análise, a partir desse ponto, consistiu em pipetar 1 mL de H_2SO_4 concentrado e adicionar à amostra, homogeneizando por inversão e deixando em repouso, de modo que todo precipitado fosse dissolvido e um líquido amarelo fosse formado. Após o repouso, 200 mL da amostra foram transferidos para um Erlenmeyer de 250 mL, adicionado 4 gotas de amido solúvel até obtenção de uma coloração azul escura. Em seguida, a amostra foi titulada com tiosulfato de sódio de normalidade conhecida até o desaparecimento da coloração azulada. O volume utilizado na titulação foi anotado e submetido na seguinte Equação 1 para obtenção da quantidade de oxigênio dissolvido na amostra, em $mg.L^{-1}$:

$$OD = \frac{V_{tit} \times N \times 8000}{V_c} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

V_{tit} : é o volume titulado

N: Normalidade do tiosulfato

8000 é usado para expressar o resultado em mg.L^{-1}

V_c é o volume corrigido, pelo fato da adição de 2 mL de reagente do volume inicial, calculado da seguinte forma:

$$V_c = \frac{(V_f - 2)}{V_f} \times 200 \quad \text{Equação 2}$$

V_f é o volume do frasco de DBO.

4.4.8 Potencial hidrogeniônico

Para executar a leitura do potencial hidrogeniônico das amostra, o pHmetro foi calibrado com soluções tampões de pH conhecido que, no caso, eram os tampões de 4,0; 7,0 e 9,0 em agitação até a estabilidade. Em seguida, o eletrodo foi lavado com água destilada e imerso na amostra previamente separada e identificada, na presença de um haste magnética (coloquialmente chamado de peixinho) sob agitação até estabilidade e seu valor anotado adequadamente.

4.4.9 Sólidos sedimentáveis

A mensuração dos sólidos sedimentáveis foi direta, sendo realizada após despejar 1000 mL (ou 1 L) da amostra homogeneizada em um cone Imhoff, onde permaneceu por 1 hora para sedimentação dos sólidos. Porém, após 45 minutos do despejo passava-se vagarosamente um bastão de vidro pelas paredes de cone, de modo que os sólidos aderidos na parede sedimentassem e o resultado se mostrasse mais fidedigno.

4.4.10 Sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis

A análise analítica para determinação dos ST, STF e STV foi determinada pelo método gravimétrico (APHA, 1989) e dependia do pré-preparo das cápsulas de porcelana para execução. O pré-preparo foi realizado na sequência de 5 passos: lavagem, secagem, ignição em forno mufla a 500 °C por 20 minutos, resfriamento em um dessecador e por último, pesagem em balança analítica (P_0).

No corrente dia de coleta e estudo das amostras, 100 mL da amostra homogeneizada foi transferida numa proveta para as cápsulas de porcelana distribuídas em banho-maria até que todo conteúdo fosse evaporado. Após completa evaporação, as cápsulas eram transferidas para a estufa a 105 °C e mantidas por 1 hora. Ao término do período de secagem, as mesmas foram transferidas para um dessecador e pesadas após resfriamento (P_1). Até esta etapa configura-se o valor dos ST.

O procedimento para determinar, agora, os STF e STV consistia em levar a cápsula para forno mufla a 500 °C por 20 minutos, resfriar em dessecador e pesar em balança analítica (P_2). Assim, os parâmetros ST, STF e STV eram expressos, matematicamente, por:

$$ST = (P_1 - P_0) \times 10.000 \quad \text{Equação 5}$$

$$STF = (P_2 - P_0) \times 10.000 \quad \text{Equação 6}$$

$$STV = (P_1 - P_2) \times 10.000 \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

P_0 é o peso inicial

P_1 é o peso após secagem

P_2 é o peso após incineração

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fatores como radiação solar, temperatura e vento influenciam diretamente na eficiência do tratamento de esgoto (VON SPERLING, 2009). Quesitos como horário e modo de realização da coleta, incidência de chuvas, ligações clandestinas de esgoto e vários outros fatores são fundamentais para descrever as oscilações nos valores dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da análise.

5.1 COLIFORMES TERMOTOLERANTES

Na Tabela 3 estão dispostos os resultados obtidos para coliformes termotolerantes ao longo dos dois anos de análises nos efluentes bruto, tratados e no rio Cuiá.

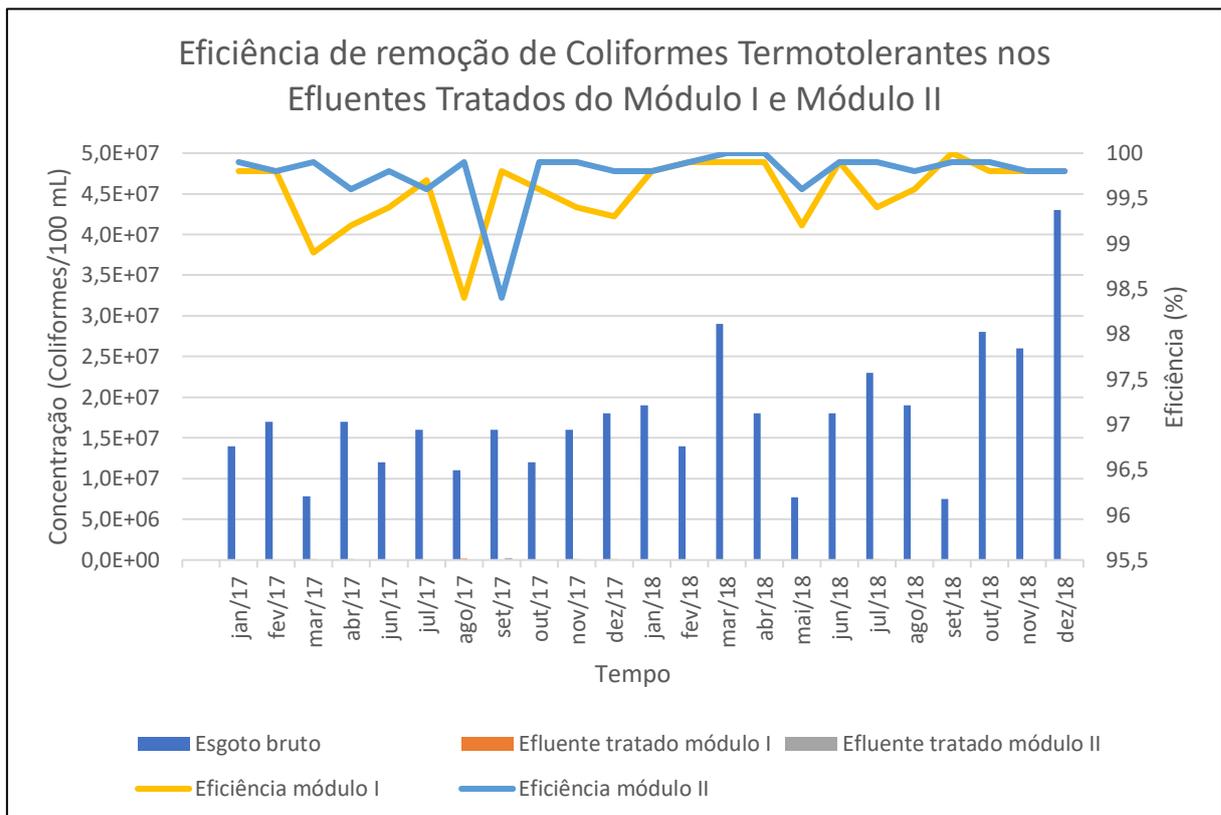
TABELA 3 – Concentração de coliformes termotolerantes e eficiência de remoção do tratamento no ano de 2017.

Mês	Esgoto Bruto	Efluente	Efluente	Eficiência módulo I	Eficiência módulo II	Corpo Receptor (Rio Cuiá)	
		tratado	tratado			Montante	Jusante
		módulo I	módulo II				
	Coliformes/ 100mL	Coliformes/ 100mL	Coliformes/ 100mL	%	%	Coliformes/ 100mL	Coliformes/ 100mL
Janeiro/2017	1,4E+07	2,2E+04	1,8E+04	99,8	99,9	70.000	5.200
Fevereiro/2017	1,7E+07	3,4E+04	4,0E+04	99,8	99,8	34.000	4.200
Março/2017	7,8E+06	8,2E+04	7,5E+03	98,9	99,9	18.000	1.800
Abril/2017	1,7E+07	1,4E+05	6,3E+04	99,2	99,6	42.000	1.200
Junho/2017	1,2E+07	7,1E+04	2,9E+04	99,4	99,8	110.000	1.700
Julho/2017	1,6E+07	4,6E+04	6,5E+04	99,7	99,6	100.000	5.100
Agosto/2017	1,1E+07	1,8E+05	1,2E+04	98,4	99,9	40.000	4.700
Setembro/2017	1,6E+07	3,2E+04	2,6E+05	99,8	98,4	42.000	260.000
Outubro/2017	1,2E+07	4,4E+04	1,4E+04	99,6	99,9	3.700	490
Novembro/2017	1,6E+07	1,0E+05	2,3E+04	99,4	99,9	4.400	870
Dezembro/2017	1,8E+07	1,3E+05	4,1E+04	99,3	99,8	20.000	3.600
Janeiro/2018	1,9E+07	3,8E+04	3,3E+04	99,8	99,8	23.000	2.100
Fevereiro/2018	1,4E+07	2,1E+04	1,2E+04	99,9	99,9	12.000	1.100
Março/2018	2,9E+07	1,8E+04	3,0E+03	99,9	100,0	62.000	2.100
Abril/2018	1,8E+07	1,5E+04	6,5E+03	99,9	100,0	280.000	22.000
Mai/2018	7,7E+06	6,0E+04	3,1E+04	99,2	99,6	5.000	600
Junho/2018	1,8E+07	2,3E+04	1,0E+04	99,9	99,9	1.900	5.600
Julho/2018	2,3E+07	1,3E+05	2,2E+04	99,4	99,9	750	17.000
Agosto/2018	1,9E+07	6,7E+04	2,9E+04	99,6	99,8	12.000	27.000
Setembro/2018	7,5E+06	2,0E+03	7,0E+03	100,0	99,9	16.000	25.000
Outubro/2018	2,8E+07	6,3E+04	1,8E+04	99,8	99,9	8.200	38.000
Novembro/2018	2,6E+07	6,1E+04	4,6E+04	99,8	99,8	11.000	120.000
Dezembro/2018	4,3E+07	8,7E+04	6,5E+04	99,8	99,8	13.000	120.000
Média	1,8E+07	6,4E+04	3,7E+04	99,6	99,8	40.389	29.103
Desvio padrão	8,0E+06	4,6E+04	5,2E+04	0,4	0,3	60.387	60.546

Fonte: Própria (2020).

Na Figura 4 se observa a eficiência de remoção realizada através do tratamento biológico, principalmente nas lagoas do módulo II, cujos percentuais de remoção se apresentaram superiores aos observados para as lagoas do módulo I. Os melhores resultados são observados para os meses setembro de 2017 para o EFF1 e março e abril de 2018 para o EFF2, cujas eficiências foram de 100%.

FIGURA 4 – Concentração de coliformes termotolerantes e eficiência de remoção do tratamento



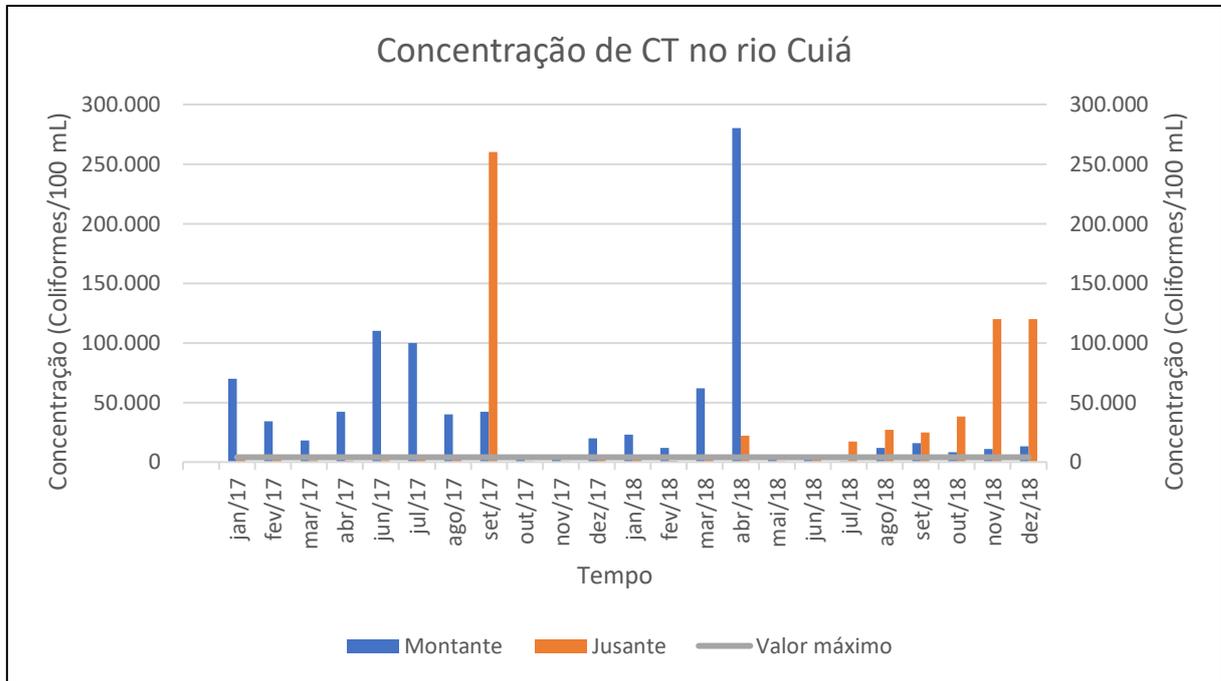
Fonte: Própria (2020).

Von Sperling (2009) cita que para tratamentos realizados utilizando o sistema australiano (Lagoa anaeróbia seguida por uma lagoa facultativa), a remoção de coliformes termotolerantes varia em uma faixa de 90 a 99 %. Ao comparar os resultados obtidos na Tabela 3 com o intervalo numérico anteriormente citado, se observa que as amostras apresentam concentrações dentro do limite apresentado para esse sistema, tanto para o módulo I como para o módulo II.

O valor máximo permitido de coliformes termotolerantes em corpos d'água classe 3 é de 4.000 coliformes/100 mL (Tabela 2). Porém, ao observamos a Figura 5, verifica-se que as concentrações de CT no rio Cuiá são superiores a permitida, seja na montante ou na jusante. É

notório, ainda, que nos meses de setembro de 2017 e abril de 2018 os resultados apresentaram valores de 260.000 coliformes totais/100 mL e 280.000 coliformes totais/100 mL, respectivamente, os quais estavam muito acima do esperado.

FIGURA 5 – Concentração de coliformes termotolerantes no rio Cuiá e atingimento do valor máximo permitido



Fonte: Própria (2020).

O lançamento de esgoto doméstico, tratado ou não, num corpo d'água, provocam alterações físicas, químicas e biológicas. Essa alteração será de maior ou menor grau, dependendo do nível de diluição que o rio oferece ou do grau de tratamento aplicado. A presença de bactérias do grupo coliformes é um indicador de contaminação biológica por microrganismos patogênicos no corpo aquático, conseqüentemente de lançamento de esgoto (PHILIPPI Jr., 2014).

Observando a variabilidade dos resultados, nota-se que os efluentes despejados pela ETE pouco contribui para a alta carga de contaminação biológica presente no rio Cuiá, visto que os resultados apontam aumento nos meses de julho a dezembro de 2018. É importante frisar também a presença dos contaminantes antes do lançamento dos efluentes.

Porém, ao relacionar a pouca variabilidade da eficiência de remoção de CT na ETE, em ambos os módulos, com o aumento considerável da concentração de CT no rio Cuiá após o mês de junho de 2018, pode-se observar que há diferença comportamental no ponto de coleta

da jusante. Tal comportamento pode indicar que há lançamento de esgoto doméstico sem tratamento próximo ao ponto de coleta.

5.2 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Saber a quantidade de sais dissolvidos na água é importante para determinar se essa água está ou não adequada para ser utilizada na irrigação. Pois, altas concentrações de íons na água, significa grande capacidade de conduzir corrente elétrica. Essa estimativa é realizada pela medição da condutividade elétrica (METCALF & EDDY, 2016).

A Tabela 4 apresenta os valores de condutividade apresentados ao longo das coletas e suas respectivas eficiências de remoção.

TABELA 4 – Concentração de condutividade elétrica e eficiência de remoção do tratamento

Mês	Esgoto Bruto	Efluente	Efluente	Eficiência módulo I	Eficiência módulo II	Corpo Receptor (Rio Cuiá)	
		tratado	tratado			Montante	Jusante
		módulo I	módulo II				
	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	%	%	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	$\mu\text{S.cm}^{-1}$
Janeiro/2017	966,0	748,0	753,0	22,6	22,0	296,0	369,0
Fevereiro/2017	1037,0	789,0	740,0	23,9	28,6	285,0	318,0
Março/2017	548,0	818,0	762,0	-49,3	-39,1	259,0	348,0
Abril/2017	977,0	761,0	694,0	22,1	29,0	234,0	280,0
Junho/2017	890,0	624,0	560,0	29,9	37,1	264,0	286,0
Julho/2017	1016,0	565,0	532,0	44,4	47,6	245,0	243,0
Agosto/2017	976,0	584,0	576,0	40,2	41,0	238,0	284,0
Setembro/2017	830,0	778,0	755,0	6,3	9,0	258,0	318,0
Outubro/2017	1023,0	816,0	806,0	20,2	21,2	248,0	313,0
Novembro/2017	963,0	829,0	796,0	13,9	17,3	252,0	329,0
Dezembro/2017	810,0	869,0	834,0	-7,3	-3,0	257,0	338,0
Janeiro/2018	1105,0	866,0	846,0	21,6	23,4	263,0	353,0
Fevereiro/2018	1054,0	861,0	810,0	18,3	23,1	281,0	361,0
Março/2018	679,0	735,0	725,0	-8,2	-6,8	251,0	141,4
Abril/2018	1114,0	761,0	729,0	31,7	34,6	315,0	350,0
Mai/2018	1128,0	579,0	536,0	48,7	52,5	262,0	260,0
Junho/2018	1058,0	778,0	690,0	26,5	34,8	239,0	298,0
Julho/2018	1194,0	765,0	738,0	35,9	38,2	244,0	327,0
Agosto/2018	855,0	774,0	726,0	9,5	15,1	271,0	319,0
Setembro/2018	820,0	819,0	792,0	0,1	3,4	284,0	332,0
Outubro/2018	845,0	887,0	861,0	-5,0	-1,9	267,0	357,0
Novembro/2018	1045,0	936,0	883,0	10,4	15,5	262,0	352,0
Dezembro/2018	1022,0	891,0	848,0	12,8	17,0	267,0	362,0
Média	954,6	775,3	738,8	16,1	20,0	262,7	314,7
Desvio padrão	151,8	102,2	102,7	21,2	20,4	19,6	50,9

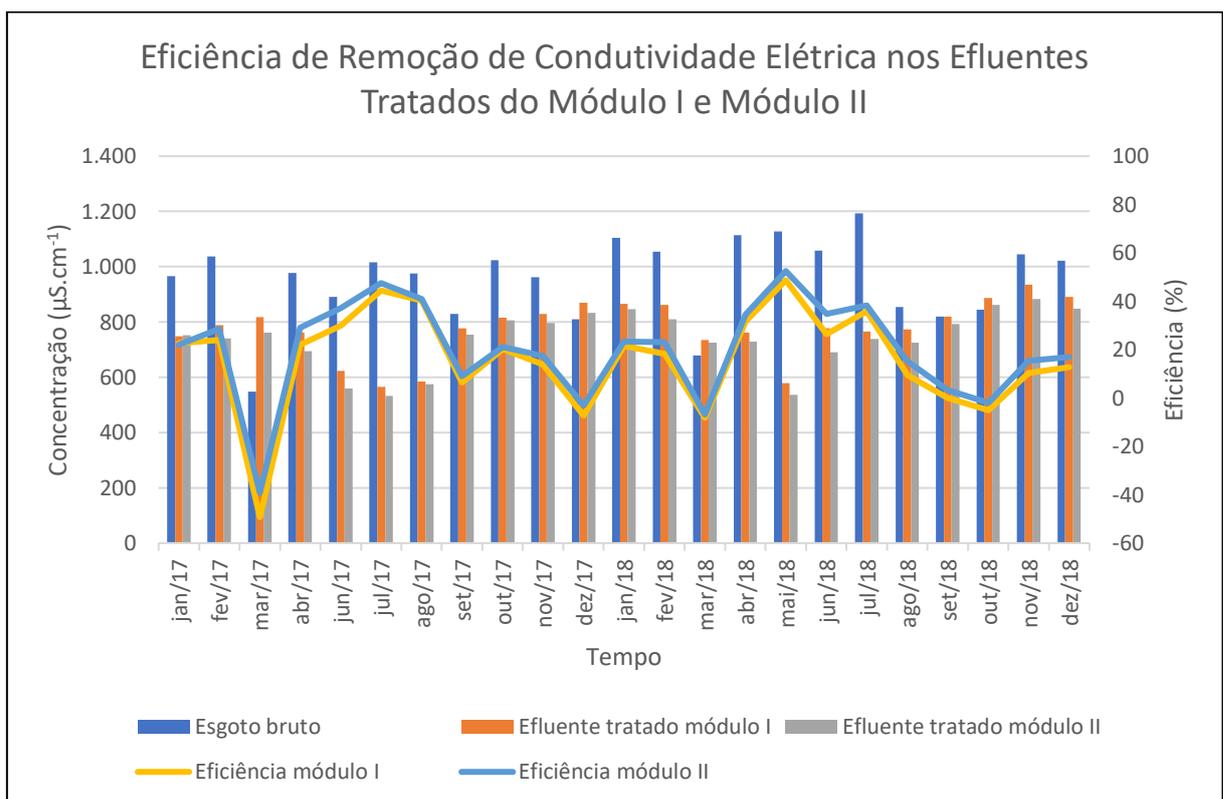
Fonte: Própria (2020).

Os valores de maio de 2017 apresentaram diferenças quando comparado aos valores obtidos durante os outros meses de estudo, apresentando eficiências de remoção de

condutividade elétrica nos valores de -575,9 e -502,3 % e por isso não será considerado como parte do estudo.

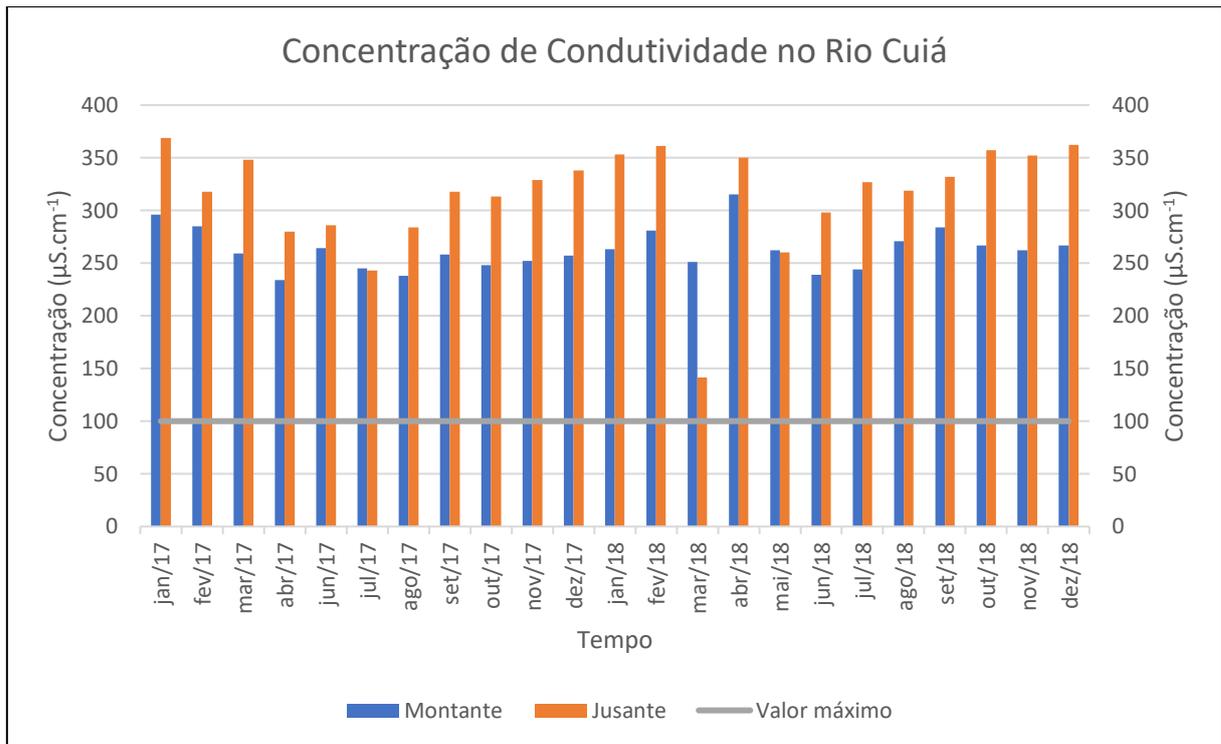
Sendo assim, ao observar a Figura 6 nota-se que o sistema australiano de tratamento para efluentes domésticos é ineficiente quando comparado a outros parâmetros. Em ambos os módulos a maior eficiência registrada foi de 48,7 % para o EFF1 e 52,5 % para o EFF2, ambos no mês de maio de 2018.

FIGURA 6 – Eficiência de remoção de condutividade elétrica nos efluentes tratados do módulo I e II



Fonte: Própria (2020).

As legislações do CONAMA não atribuem valores padrões para este parâmetro. Porém, sabe-se que altas concentrações de ânions e cátions em corpos hídricos apresentam características corrosivas. Assim, águas que dispõem de valores acima de $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados (PHILIPPI Jr., 2014). Desta forma, ao comparar o valor proposto por Philippi Jr (2014) aos obtidos nas análises durante o período de estudo, verifica-se que todos os meses apresentam concentrações superiores a estabelecida, limitada a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

FIGURA 7 – Concentração de condutividade elétrica no rio Cuiá.

Fonte: Própria (2020).

Quando analisada as concentrações de condutividade elétrica no rio Cuiá, montante e jusante, constata-se que após o despejo dos efluentes tratados a concentração aumenta, exceto nos meses de março e maio de 2018, de acordo com a Figura 7. Sendo assim, constata-se que o aumento da concentração de condutividade elétrica após a jusante, se dá pelo lançamento dos efluentes tratados da ETE.

5.3 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO₅)

Quantificar a matéria orgânica presente é importante para caracterizar o grau de poluição de uma água residuária e, para isso, se utiliza a demanda bioquímica de oxigênio para determinar sua concentração (JORDÃO, 2011).

A seguir, na Tabela 5, estão dispostos os valores médios de DBO₅ nas amostras e suas respectivas eficiências de remoção.

TABELA 5 – Concentração de demanda bioquímica de oxigênio e eficiência de remoção do tratamento

Mês	Efluente		Efluente		Corpo Receptor		
	Esgoto	tratado	tratado	Eficiência	Eficiência	(Rio Cuiá)	
	Bruto	módulo	módulo	módulo I	módulo II	Montante	Jusante
	I	II					
	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	%	%	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Janeiro/2017	349,8	24,6	51,2	93,0	85,4	5,0	17,7
Fevereiro/2017	356,0	32,0	34,0	91,0	90,4	4,0	9,4
Março/2017	201,2	33,2	45,8	83,5	77,2	3,2	3,7
Abril/2017	337,4	41,4	43,2	87,7	87,2	6,7	3,3
Junho/2017	304,4	35,8	32,6	88,2	89,3	4,3	21,0
Julho/2017	334,3	31,8	33,8	90,5	89,9	5,5	2,7
Agosto/2017	272,2	43,2	24,7	84,1	90,9	5,5	19,9
Setembro/2017	287,2	50,3	31,2	82,5	89,1	18,4	44,5
Outubro/2017	382,6	48,6	32,8	87,3	91,4	25,4	18,9
Novembro/2017	384,3	55,0	56,1	85,7	85,4	5,2	5,3
Dezembro/2017	473,3	55,8	102,4	88,2	78,4	9,0	4,9
Janeiro/2018	487,7	50,6	72,2	89,6	85,2	8,9	4,8
Fevereiro/2018	436,5	49,7	86,8	88,6	80,1	5,0	16,4
Março/2018	468,0	62,7	28,9	86,6	93,8	10,6	2,4
Abril/2018	423,8	52,1	50,4	87,7	88,1	7,0	4,9
Mai/2018	287,7	42,7	26,8	85,2	90,7	3,7	4,9
Junho/2018	442,1	41,7	33,5	90,6	92,4	4,3	10,6
Julho/2018	375,4	49,8	24,4	86,7	93,5	12,8	9,1
Agosto/2018	403,0	30,1	19,0	92,5	95,3	6,0	6,3
Setembro/2018	483,4	37,8	41,7	92,2	91,4	5,2	7,6
Outubro/2018	468,0	44,2	51,1	90,6	89,1	1,5	*
Novembro/2018	420,6	42,3	84,2	89,9	80,0	3,9	11,3
Dezembro/2018	400,7	58,8	59,2	85,3	85,2	3,2	9,9
Média	381,7	44,1	46,3	88,1	87,8	7,1	10,9
Desvio padrão	76,8	9,9	22,0	2,9	5,0	5,4	9,6

*Análises não realizadas.

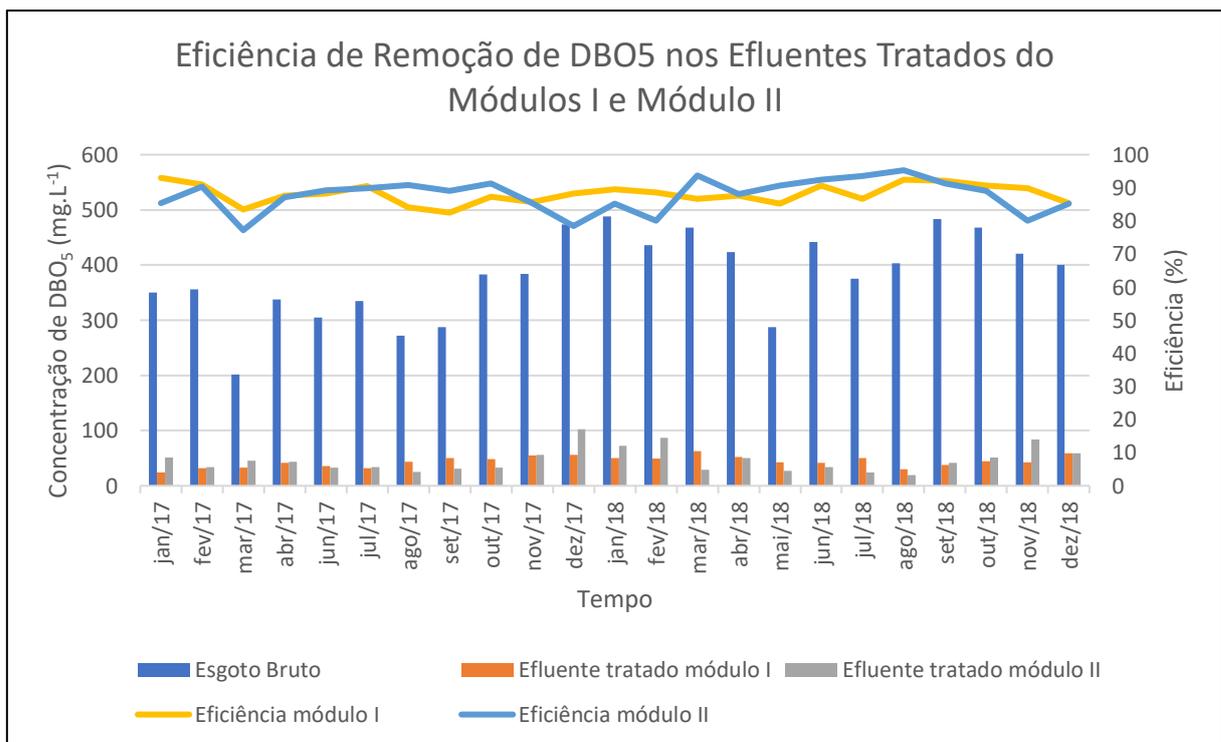
Fonte: Própria (2020).

Comparando o resultado com a padronização proposta por Metcalf & Eddy (1991), a média de $381,7 \text{ mg.L}^{-1}$ de DBO_5 num esgoto bruto o classifica como forte, cuja condição é de 220 a 400 mg.L^{-1} .

A resolução CONAMA 430/2011 especifica que a eficiência de remoção no tratamento de esgoto deve ser $\geq 60\%$. Neste contexto, os efluentes tratados dos módulos I e II atendem à legislação, apresentando valores médios de porcentagem de remoção acima do estipulado.

Vale salientar ainda que os valores das eficiências dos módulos I e II também se mantêm acima do estipulado. Von Sperling (2009), cita que um sistema de lagoas composto por uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa obtém uma faixa de eficiência de remoção de DBO_5 entre 75 a 85 %. Em virtude disso, ao observamos as eficiências de remoção da Figura 8, percebe-se que os valores coincidem com o estipulado, validando a eficiência de remoção da matéria orgânica no tratamento de esgoto nesse sistema.

FIGURA 8 – Eficiência de remoção da demanda bioquímica de oxigênio nos efluentes tratados do módulo I e II.

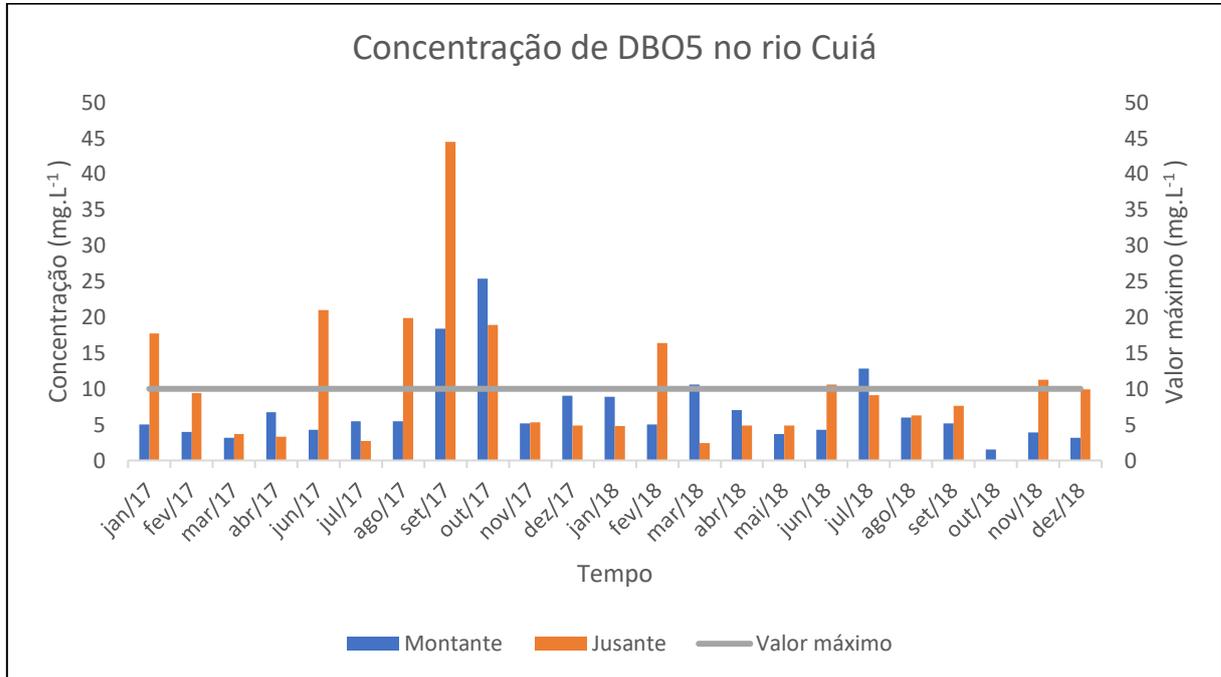


Fonte: Própria (2020).

Em relação a legislação, a resolução 357/2005 do CONAMA atribui a concentração de, no máximo, 10 mg.L^{-1} de DBO_5 para o corpo receptor. Quando avaliada a concentração na

montante e jusante do rio Cuiá, pode-se dizer que as condições de qualidade não atendem a legislação aplicada, conforme o Figura 8.

FIGURA 9 – Concentração da demanda bioquímica de oxigênio no rio Cuiá.



Fonte: Própria (2020).

Em setembro de 2017 foi atingido o valor de, aproximadamente, $44,5 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo o maior valor de DBO_5 registrado ao longo do período analítico (Figura 8). Também pode-se observar que os altos teores de cargas orgânicas estão relacionados à jusante, porém em apenas 8 dos 24 meses. Com isso, conclui-se que os lançamentos dos efluentes tratados da ETE interferem no aumento do teor de matéria orgânica no rio Cuiá, porém não de maneira corriqueira, uma vez que não chega a metade dos meses estudados.

Alto teor de DBO_5 indica uma alta carga orgânica presente e, conseqüentemente, maior consumo de oxigênio dissolvido no corpo hídrico, interferindo no equilíbrio da vida aquática. Além desses fatores, produz ainda sabores e odores desagradáveis (PHILIPPI, 2014).

5.4 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Von Sperling (2009), estabelece que sistemas australianos de tratamento removem a DQO numa faixa de 65 a 80 %. De acordo com a Tabela 6, ao olhar a média geral da eficiência de remoção das lagoas de estabilização, verifica-se que os valores se enquadram no padrão proposto. Porém, ao analisar individualmente, percebe-se que houve taxas mensais de remoção de DQO abaixo do estipulado, como: 64,1, 49,4 e 63,1 % nos meses de janeiro, março e dezembro de 2017 respectivamente, evidenciando a não concordância.

TABELA 6 – Concentrações da demanda bioquímica de oxigênio e eficiência de remoção do tratamento.

Mês	Efluente		Efluente		Corpo Receptor		
	Esgoto	tratado	tratado	Eficiência	Eficiência	(Rio Cuiá)	
	Bruto	módulo	módulo	módulo I	módulo II	Montante	Jusante
	I	II					
	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	%	%	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Janeiro/2017	647,1	67,8	232,2	89,5	64,1	NR	NR
Fevereiro/2017	557,4	96,3	162,9	82,7	70,8	NR	NR
Março/2017	315,5	59,8	159,6	81,0	49,4	NR	NR
Abril/2017	517,7	99,8	141,9	80,7	72,6	NR	NR
Junho/2017	433,5	69,2	86,4	84,0	80,1	NR	NR
Julho/2017	544,2	76,6	92,2	85,9	83,1	NR	NR
Agosto/2017	452,4	52,7	23,1	88,4	94,9	NR	NR
Setembro/2017	396,6	56,3	57,5	85,8	85,5	NR	NR
Outubro/2017	612,9	64,7	67,3	89,4	89,0	NR	NR
Novembro/2017	605,5	118,7	141,5	80,4	76,6	NR	NR
Dezembro/2017	671,5	98,9	248,0	85,3	63,1	NR	NR
Janeiro/2018	734,5	119,1	152,6	83,8	79,2	NR	NR
Fevereiro/2018	587,2	127,7	191,5	78,3	67,4	NR	NR
Março/2018	664	90,6	47,9	86,4	92,8	NR	NR
Abril/2018	*	*	*	-	-	NR	NR
Mai/2018	493,2	61,5	75,1	87,5	84,8	NR	NR
Junho/2018	707,5	71,6	66,8	89,9	90,6	NR	NR
Julho/2018	658,8	95	95	85,6	85,6	NR	NR
Agosto/2018	625	65,7	65,7	89,5	89,5	NR	NR
Setembro/2018	734,7	119,4	102,8	83,7	86,0	NR	NR
Outubro/2018	816,7	103,5	119,7	87,3	85,3	NR	NR
Novembro/2018	711,6	113,6	219,4	84,0	69,2	NR	NR
Dezembro/2018	748,7	139,5	175	81,4	76,6	NR	NR
Média	601,6	89,5	123,8	85,0	78,9	-	-
Desvio padrão	127,3	26,1	63,2	3,3	11,4	-	-

*Análises não realizadas por falta de reagentes.

NR – Não Realizadas.

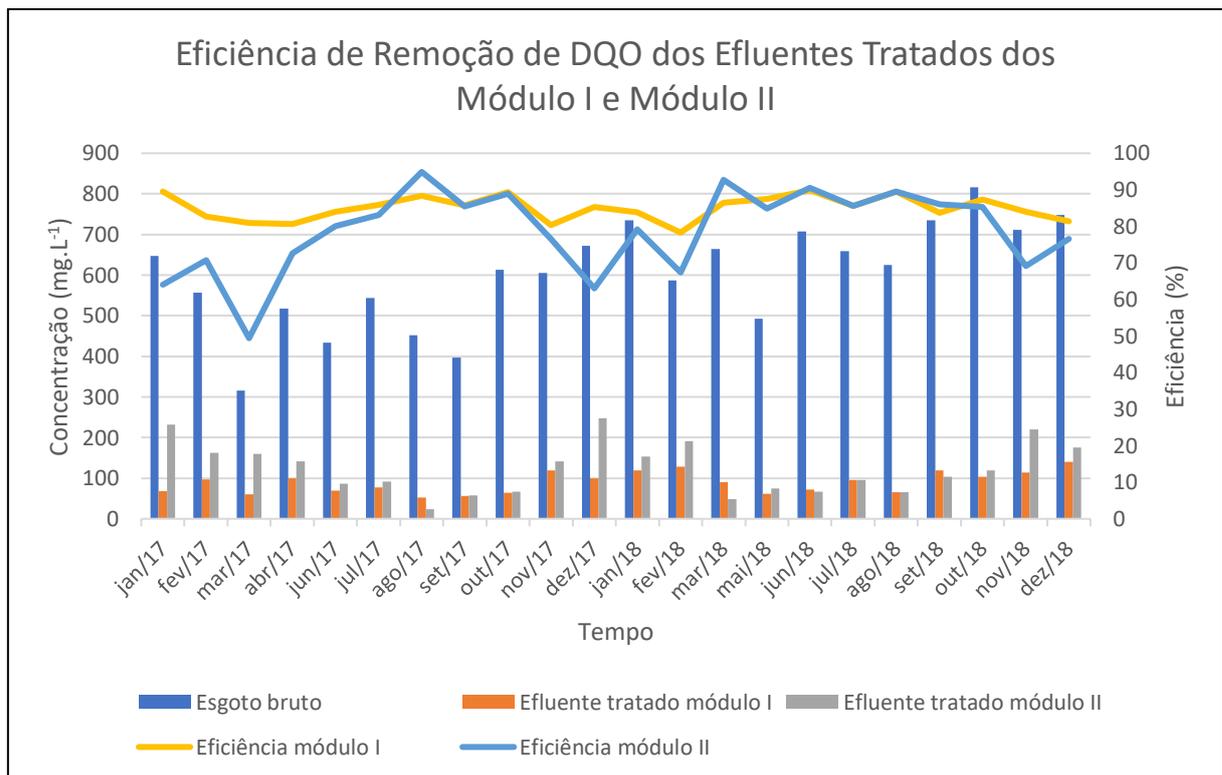
Fonte: Própria (2020).

Comparando a média de 601,6 mg.L⁻¹ de DQO no esgoto bruto da estação de tratamento de esgoto com a tabela de classificações de esgoto de Metcalf & Eddy (2001), nota-

se que, para esse valor de concentração, o esgoto bruto caracteriza-se como médio, cuja variação é de 500 a 1.000 mg.L⁻¹.

Jordão (2011), fixa que efluentes domésticos possuem uma faixa de variação da concentração de DQO entre 200 a 800 mg.L⁻¹, sendo valores maiores que este indicativo de despejo de esgoto industrial. Ao observar a Figura 10, é possível verificar que apenas um mês obteve concentração maior que 800 mg.L⁻¹, o mês de outubro de 2018 com valor de 816,7 mg.L⁻¹.

FIGURA 10 – Eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio nos efluentes tratados do módulo I e II



Fonte: Própria (2020).

A legislação federal não estabelece padrão de qualidade para este parâmetro nos corpos d'água, pois não o considera controle. Sendo assim, quando a legislação estadual também não estabelece padrões de qualidade, esse parâmetro não é considerado. Por isso não foram realizadas análises nos pontos do rio Cuiá. Portanto, com relação a remoção de DQO, os sistemas apresentaram eficiência média de 85,0 e 78,9 %, o que é considerada alta quando se compara a remoção de outros parâmetros.

5.5 FÓSFORO TOTAL (FT)

A presença do fósforo nas águas, principalmente na forma solúvel e não reativa são de grande interesse para os órgãos responsáveis, pois não são facilmente removidos por processos químicos e biológicos. Sendo que em grandes quantidades acarretam o crescimento exacerbado de algas (METCALF & EDDY, 2016).

TABELA 7 – Concentrações de fósforo total nos efluentes tratados e no rio Cuiá

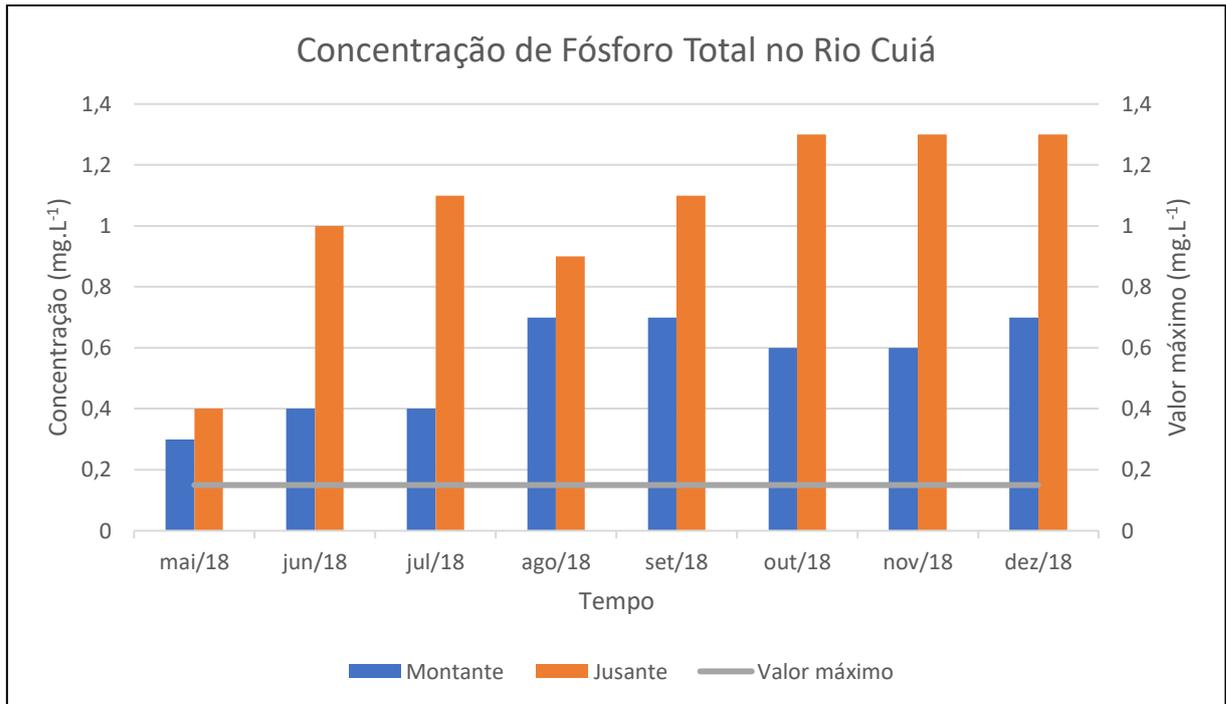
Mês	Efluente tratado módulo I	Efluente tratado módulo II	Corpo Receptor (Rio Cuiá)	
			Montante	Jusante
			mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Maio/2018	3,8	4,0	0,3	0,4
Junho/2018	5,4	5,4	0,4	1,0
Julho/2018	5,7	5,7	0,4	1,1
Agosto/2018	5,1	6,4	0,7	0,9
Setembro/2018	6,7	6,9	0,7	1,1
Outubro/2018	7,0	7,4	0,6	1,3
Novembro/2018	7,5	8,0	0,6	1,3
Dezembro/2018	7,2	6,8	0,7	1,3
Média	6,1	3,6	0,6	1,1
Desvio padrão	1,3	1,3	0,2	0,3

Fonte: Própria (2020).

Ao comparar os resultados obtidos no Tabela 7 com a Tabela 2, na qual a CONAMA 357/2005 define o valor de 0,15 mg.L⁻¹ como valor máximo permitido de fósforo total no corpo hídrico, identifica-se que há diferenças em todos os meses analisados, não sendo obtido o que a legislação preconiza.

Considerando a Figura 11, percebe-se que a concentração, em todos os meses, foi superior após o lançamentos dos efluentes tratados da ETE. Tal característica evidencia que a eficiência desta ETE vem sendo comprometida e com isso pode vir a alterar o rio Cuiá, concluindo ser necessário maior atenção para este sistema por parte da empresa responsável.

FIGURA 11 – Concentração de fósforo total no rio Cuiá



Fonte: Própria (2020).

Braga (2005), destaca que concentrações excedentes de nutrientes no corpo hídrico alteram a qualidade da água, a população característica desse corpo d'água, elevam o crescimento de fitoplâncton e, dependendo do nutriente, estimulam o crescimento de diferentes tipos de algas. Esse excesso de algas afetam a transparência da água e atingem diretamente a quantidade e os tipos de espécies presentes e, portanto, influenciam o teor de oxigênio dissolvido disponível, o pH, entre outros.

5.6 NITROGÊNIO AMONÍACAL (NH₃)

Informações sobre a quantidade e o tipo de compostos nitrogenados estão presentes na água são importantes para classificar a condição na qual esse corpo hídrico se encontra (PHILIPPI, 2014).

Na Tabela 8 estão dispostas as concentrações obtidas para o nitrogênio em uma de suas formas reduzidas – a amoniacal – nos efluentes tratados dos módulos I e II e no rio Cuiá.

TABELA 8 – Concentrações de nitrogênio amoniacal nos efluentes tratados e no rio Cuiá.

Mês	Efluente tratado módulo I	Efluente tratado módulo II	Corpo Receptor	
			(Rio Cuiá)	
			Montante	Jusante
	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Maio/2018	27,3	23,2	2,6	3,8
Junho/2018	35,8	29,5	2,9	6,7
Julho/2018	36,8	34,2	2,3	7,1
Agosto/2018	37,6	32,5	4,6	5,9
Setembro/2018	39,7	34,6	5,5	7,2
Outubro/2018	42,6	38,1	4,5	9,2
Novembro/2018	50,0	42,0	4,1	9,4
Dezembro/2018	50,3	43,1	4,3	9,7
Média	40,0	34,7	3,9	7,4
Desvio padrão	7,6	6,5	1,1	2,0

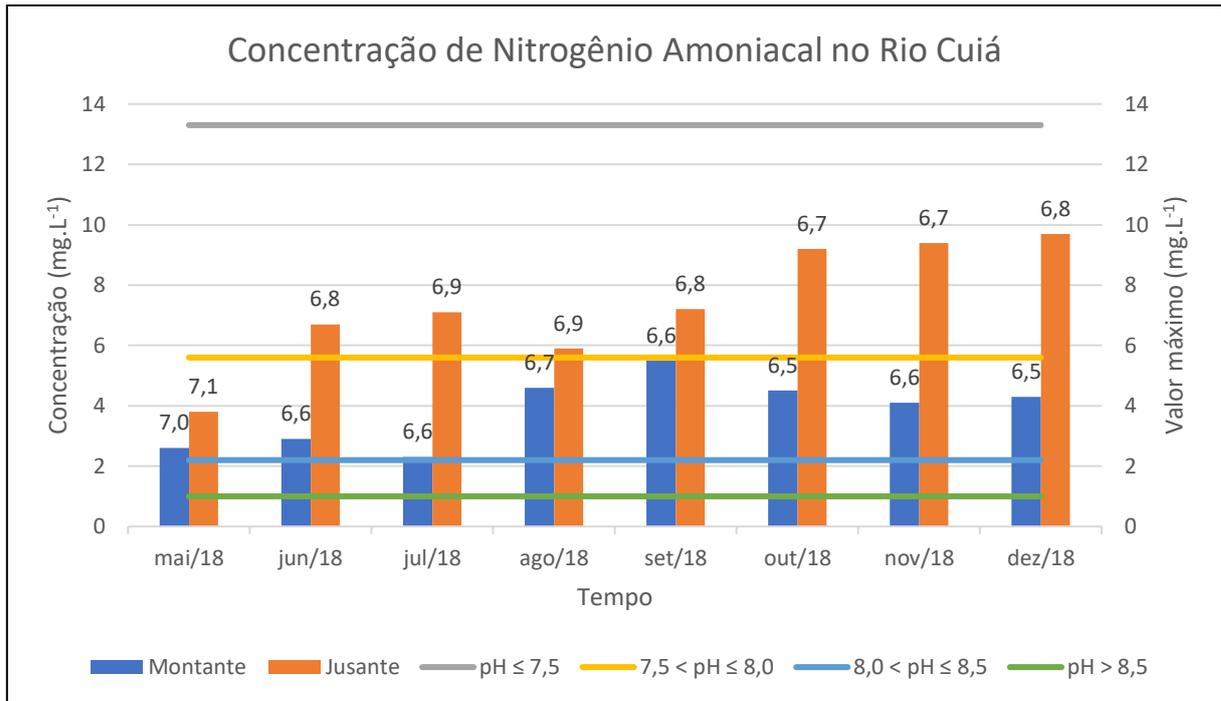
Fonte: Própria (2020).

Jordão (2011) enfatiza que o nitrogênio na forma de amônia livre é tóxica aos peixes, gera aumento da demanda por oxigênio dissolvido e induz o crescimento de algas quando se encontram em prevalência no corpo receptor, fenômeno conhecido como eutrofização. Analisando a Tabela 8, percebe-se que as concentrações de nitrogênio são maiores na ETE, visto que são a principal fonte desse nutriente, através da presença de proteínas e pela hidrólise da ureia na água. Por esse motivo, os efluentes sanitários são a principal fonte para o aumento de nitrogênio na água, como observado nas concentrações maiores obtidas na jusante, após o lançamento desses efluentes (PHILIPPI, 2014).

Para as análises de nitrogênio amoniacal, a CONAMA 357/2005, estabelece os padrões de qualidade para água doce, classe 3, de acordo com a variação de pH, como mostrado na Tabela 2-

De acordo com a Figura 12, na qual os dados acima das barras representam o pH, verifica-se que o mesmo varia na faixa abaixo de 7,5 mg.L⁻¹, o que valida o padrão a ser adotado para o rio Cuiá, cujo valor é de 13,3 mg.L⁻¹. Assim sendo, conclui-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal no rio Cuiá atende ao padrão supracitado.

FIGURA 12 – Concentração de nitrogênio amoniacal total no rio Cuiá.



Fonte: Própria (2020).

Outro aspecto evidenciado quando observa-se a Figura 12 é que a concentração de nitrogênio amoniacal na jusante é maior que na montante, comprovando que altas concentrações desse parâmetro indica foco de poluição nas proximidades (JORDÃO, 2011; PHILIPPI, 2014; VON SPERLING, 1996), visto que o ponto de coleta se distancia entre 1 a 3 Km após o despejo.

5.7 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Considerado o parâmetro de maior importância para mensurar a qualidade da água, uma vez que fornece indicativos da vida aquática e da poluição orgânica, levando em conta que o oxigênio é indispensável para o crescimento e reprodução de seres vivos (JORDÃO, 2011).

Abaixo, na Tabela 9, estão distribuídas as concentrações de OD nos efluentes tratados e no rio Cuiá.

TABELA 9 – Concentrações de oxigênio dissolvido nos efluentes tratados e rio Cuiá

Mês	Efluente	Efluente	Corpo Receptor	
	tratado	tratado	(Rio Cuiá)	
	módulo I	módulo II	Montante	Jusante
	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Janeiro/2017	1,1	6,2	0,8	0,6
Fevereiro/2017	0,8	4,8	0,3	0,8
Março/2017	0,9	6,1	0,6	0,6
Abril/2017	0,2	2,6	1,3	0,6
Mai/2017	3,3	8,8	*	*
Junho/2017	1,3	4,5	0,9	*
Julho/2017	1,4	5,1	1,1	0,7
Agosto/2017	3,2	2,5	1,5	1,1
Setembro/2017	0,9	3,6	0,6	1,4
Outubro/2017	1,4	4,0	0,9	0,8
Novembro/2017	0,4	5,3	0,6	0,8
Dezembro/2017	0,6	3,9	0,5	0,6
Janeiro/2018	1,3	2,8	0,6	0,6
Fevereiro/2018	1,5	1,6	0,8	0,6
Março/2018	1,6	7,5	1,4	1,7
Abril/2018	1,3	3,3	0,3	0,5
Mai/2018	4,6	6,0	0,8	0,7
Junho/2018	0,4	3,2	1,2	0,9
Julho/2018	1,4	3,3	1,5	1,4
Agosto/2018	1,5	5,5	1,3	1,2
Setembro/2018	2,2	5,2	1,8	2,0
Outubro/2018	0,8	4,7	1,5	2,1
Novembro/2018	1,9	5,2	1,6	1,2
Dezembro/2018	1,9	4,3	1,2	1,2
Média	1,4	4,4	1,0	1,0
Desvio padrão	1,0	1,4	0,4	0,5

*Análises não realizadas.

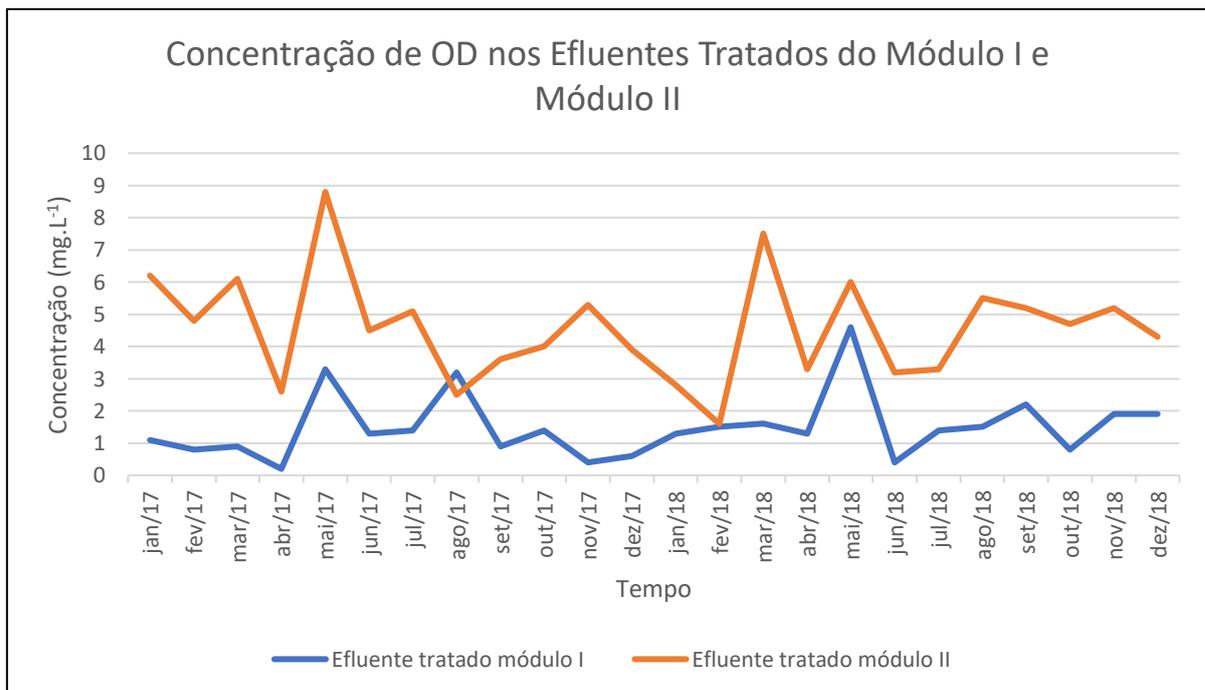
Fonte: Própria (2020).

Von Sperling (2009) destaca a importância das condições ambientais nos tratamentos de esgotos através de lagoas de estabilização, dando destaque na predominância da radiação solar, temperatura e vento para melhor eficiência de tratamento. Esses fatores afetam

positivamente para uma maior velocidade de fotossíntese, taxa de decomposição bacteriana, solubilidade e transferência de gases e maior condição de mistura.

Ao examinar a Figura 13, percebe-se que a concentração de OD no módulo II é superior ao módulo I. Esse fato pode ser explicado pela diferença de altura na qual as lagoas se encontram as lagoas, sendo o módulo I construído em uma maior altura, enquanto as lagoas do módulo II se encontram em uma menor altura. Tal disposição desencadeia uma melhor aeração superficial natural, a qual favorece a condição de mistura no módulo II e, conseqüentemente, uma maior incorporação de oxigênio dissolvido no processo de tratamento (PHILIPPI, 2014).

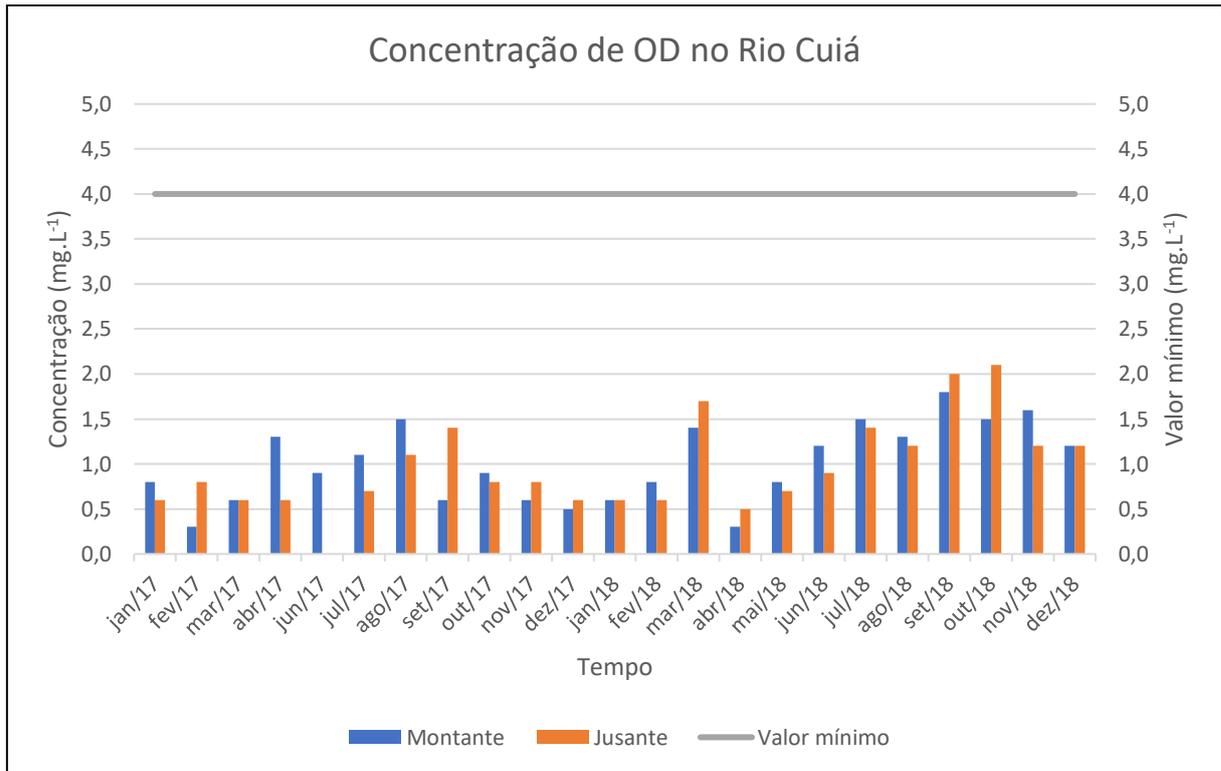
FIGURA 13 – Concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes tratados do módulo I e II



Fonte: Própria (2020).

A legislação federal, CONAMA 357/2005, determina que os corpos de água doce, classe 3, devem possuir no mínimo 4,0 mg.L⁻¹ em qualquer amostra. As análises de OD no rio Cuiá apresentaram concentrações, em todos os meses, inferiores ao solicitado, evidenciando o grau de poluição no qual se encontra, conforme Figura 14.

FIGURA 14 – Concentração de oxigênio dissolvido no rio Cuiá



Fonte: Própria (2020).

5.8 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

A quantificação do pH é necessária para que se possa garantir a eficiência no tratamento de efluentes e a vida da biota aquática no corpo receptor, uma vez que este afeta diretamente a fisiologia das diversas espécies e contribui, juntamente com outros parâmetros, na formação de fenômenos indesejáveis (PHILIPPI, 2014). Dessa forma, as restrições de faixa de pH são estabelecidas pelas resoluções 430/2011 do CONAMA para o lançamento do efluente tratado e 357/2005 para água doce de classe 3.

Philippi (2014) alega que tratamentos de efluentes realizados com o pH variando perto da neutralidade ocorrem de forma mais eficiente, tanto para processos aeróbios quanto anaeróbios e beneficia para um ecossistema mais diversidade no corpo hídrico receptor.

Na Tabela 10 estão os resultados obtidos de pH nos efluentes tratados da ETE e os do rio Cuiá.

TABELA 10 – Valores do potencial hidrogeniônico nos efluentes tratados e rio Cuiá

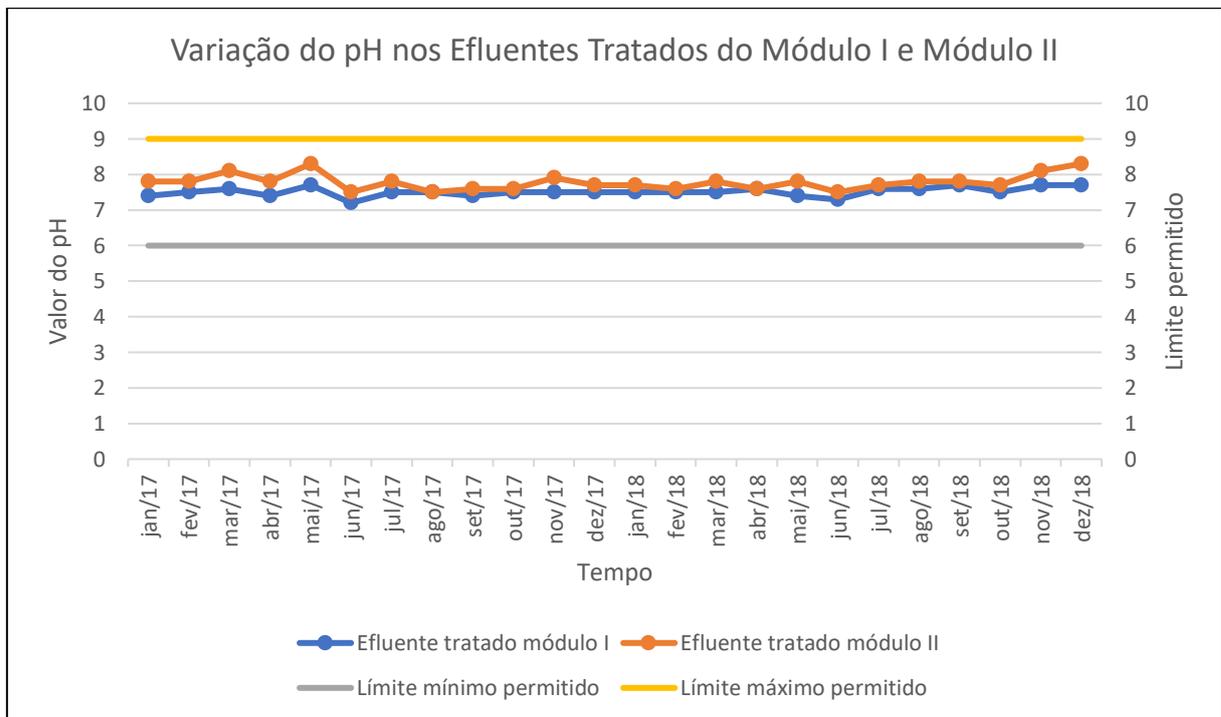
Mês	Esgoto Bruto	Efluente	Efluente	Corpo Receptor (Rio Cuiá)	
		tratado módulo I	tratado módulo II	Montante	Jusante
Janeiro/2017	6,9	7,4	7,8	6,6	6,9
Fevereiro/2017	7,2	7,5	7,8	7,0	6,7
Março/2017	7,2	7,6	8,1	7,1	7,1
Abril/2017	7,4	7,4	7,8	6,9	7,0
Maió/2017	6,9	7,7	8,3	*	*
Junho/2017	7,1	7,2	7,5	6,7	6,9
Julho/2017	7,4	7,5	7,8	6,9	6,9
Agosto/2017	7,4	7,5	7,5	6,9	7,2
Setembro/2017	7,1	7,4	7,6	6,3	6,8
Outubro/2017	7,1	7,5	7,6	6,5	6,9
Novembro/2017	7,0	7,5	7,9	6,5	7,0
Dezembro/2017	6,6	7,5	7,7	6,6	6,9
Janeiro/2018	7,3	7,5	7,7	6,7	7,1
Fevereiro/2018	7,1	7,5	7,6	6,8	7,1
Março/2018	6,8	7,5	7,8	6,9	6,6
Abril/2018	7,5	7,6	7,6	6,9	7,2
Maió/2018	7,6	7,4	7,8	7,0	7,1
Junho/2018	7,1	7,3	7,5	6,6	6,8
Julho/2018	7,5	7,6	7,7	6,6	6,9
Agosto/2018	6,6	7,6	7,8	6,7	6,9
Setembro/2018	6,3	7,7	7,8	6,6	6,8
Outubro/2018	6,6	7,5	7,7	6,5	6,7
Novembro/2018	7,1	7,7	8,1	6,6	6,7
Dezembro/2018	7,0	7,7	8,3	6,5	6,8
Média	7,5	7,8	6,7	6,9	7,5
Desvio padrão	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1

*Análises não realizadas.

Fonte: Própria (2020).

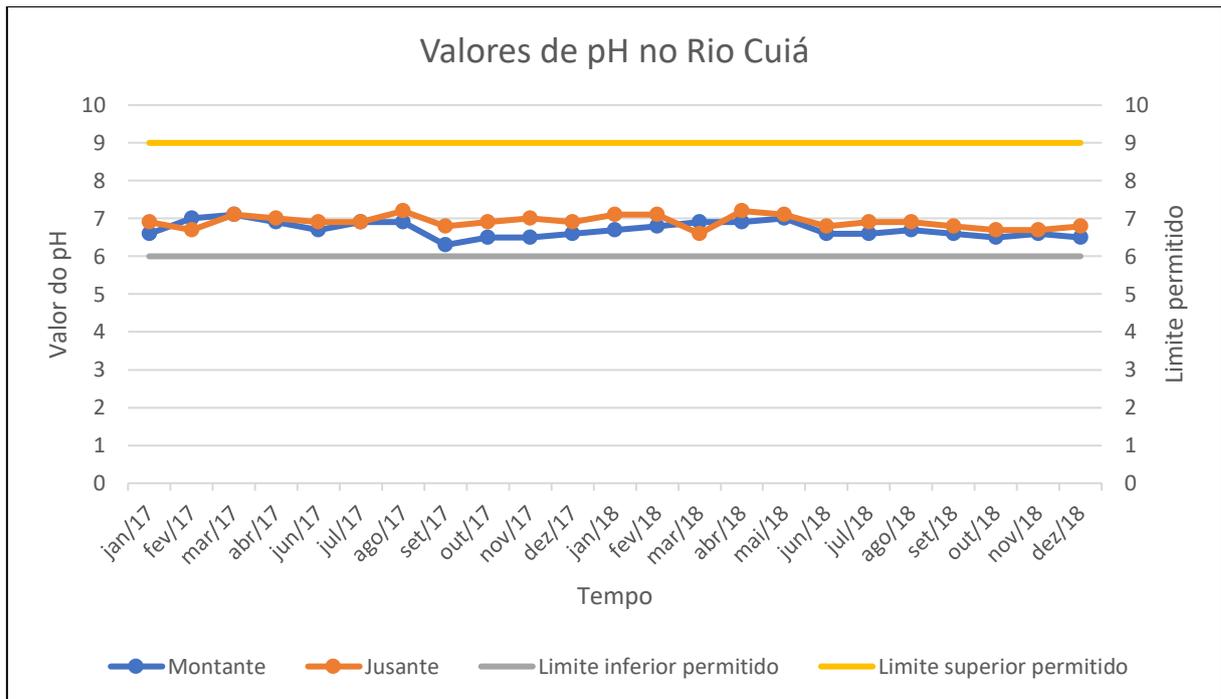
Os valores de pH obtidos na ETE mostrados Na Figura 14 mostra as oscilações nos EFF1 e EFF2, os quais variam entre 7,2 e 7,7 para o EFF1 e 7,5 e 8,3 para o EFF2. Para esses limites de variações, os resultados comprovam estarem de acordo com a resolução CONAMA 430/2011 que determina faixa de pH entre 5,0 e 9,0 para lançamento direto nos corpos receptores.

FIGURA 15 – Valores de potencial hidrogeniônico nos efluentes tratados do módulo I e II



Fonte: Própria (2020).

Quando analisado o pH obtido no rio Cuiá, os valores variam de 6,3 a 7,1 na montante e de 6,6 a 7,2 na jusante, desconsiderando os valores de maio de 2017, no qual as medidas não foram realizadas, como mostrado na Figura 15. Assim, ao considerar esses valores e os comparar com a resolução CONAMA 357/2005 que determina a faixa de pH entre 6,0 a 9,0 em água de Classe 3 como padrão, de forma a garantir o equilíbrio aquático, conclui-se que esse padrão foi atingido em todo os meses e se manteve mais próximo a neutralidade.

FIGURA 16 – Valores de potencial hidrogeniônico no rio Cuiá

Fonte: Própria (2020).

5.9 SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS

Os sólidos sedimentáveis (SS) são caracterizados como sólido que possui densidade maior que a água e sedimentam por gravidade. Esse processo ocorre no tratamento físico do esgoto, ou primário, cuja finalidade é remover ou transformar os poluentes presentes no esgoto (PHILLIPI, 2014). Estima-se que cerca de 60 % de sólidos suspensos encontrados em um esgoto municipal sejam sedimentáveis (METCALF & EDDY, 2016).

Na Tabela 11 estão dispostos os valores médios de concentração de SS apresentados nos efluentes finais durante a execução do período de estudo nos efluentes das lagoas facultativas e montante e jusante do Rio Cuiá.

TABELA 11 – Concentrações de sólidos sedimentáveis e eficiência de remoção do tratamento.

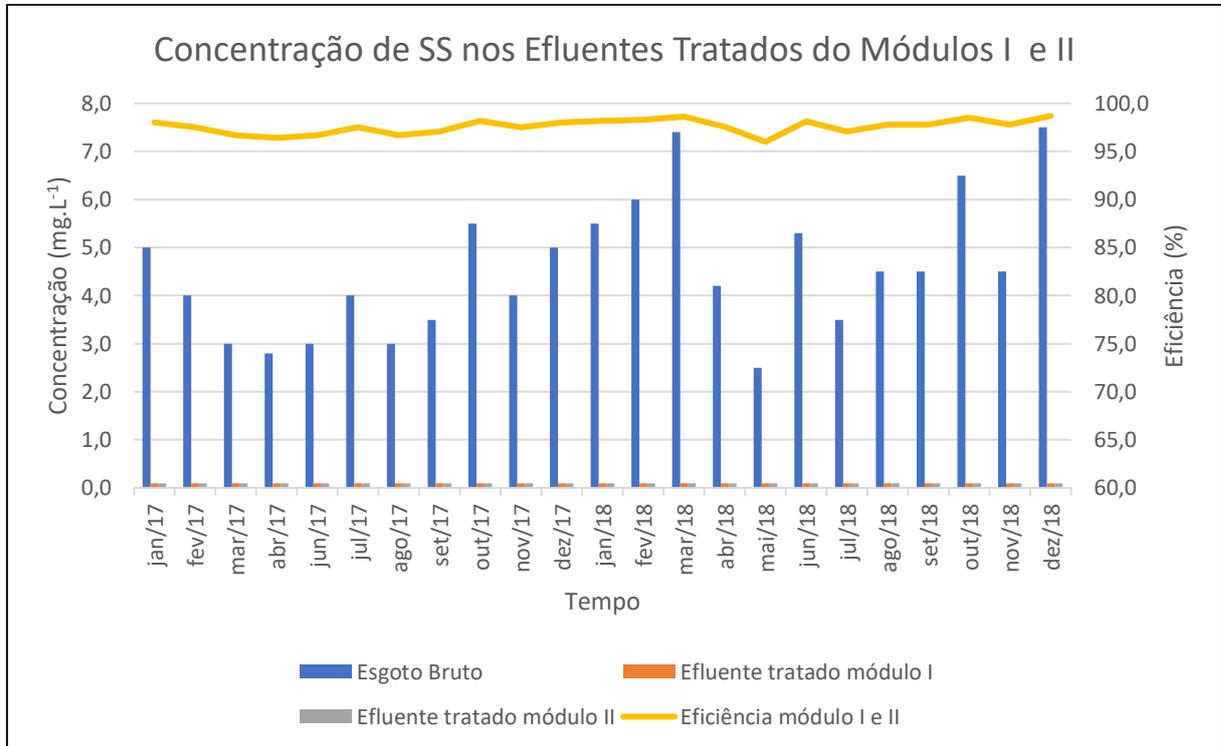
Mês	Esgoto Bruto	Efluente tratado módulo I	Efluente tratado módulo II	Eficiência módulo I e II	Corpo Receptor (Rio Cuiá)	
					Montante	Jusante
	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	%	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Janeiro/2017	5,0	< 0,1	< 0,1	98,0	< 0,1	< 0,1
Fevereiro/2017	4,0	< 0,1	< 0,1	97,5	< 0,1	< 0,1
Março/2017	3,0	< 0,1	< 0,1	96,7	< 0,1	< 0,1
Abril/2017	2,8	< 0,1	< 0,1	96,4	< 0,1	< 0,1
Junho/2017	3,0	< 0,1	< 0,1	96,7	< 0,1	< 0,1
Julho/2017	4,0	< 0,1	< 0,1	97,5	< 0,1	< 0,1
Agosto/2017	3,0	< 0,1	< 0,1	96,7	< 0,1	< 0,1
Setembro/2017	3,5	< 0,1	< 0,1	97,1	< 0,1	< 0,1
Outubro/2017	5,5	< 0,1	< 0,1	98,2	< 0,1	< 0,1
Novembro/2017	4,0	< 0,1	< 0,1	97,5	< 0,1	< 0,1
Dezembro/2017	5,0	< 0,1	< 0,1	98,0	< 0,1	< 0,1
Janeiro/2018	5,5	< 0,1	< 0,1	98,2	< 0,1	< 0,1
Fevereiro/2018	6,0	< 0,1	< 0,1	98,3	< 0,1	< 0,1
Março/2018	7,4	< 0,1	< 0,1	98,6	< 0,1	< 0,1
Abril/2018	4,2	< 0,1	< 0,1	97,6	< 0,1	< 0,1
Mai/2018	2,5	< 0,1	< 0,1	96,0	< 0,1	< 0,1
Junho/2018	5,3	< 0,1	< 0,1	98,1	< 0,1	< 0,1
Julho/2018	3,5	< 0,1	< 0,1	97,1	< 0,1	< 0,1
Agosto/2018	4,5	< 0,1	< 0,1	97,8	< 0,1	< 0,1
Setembro/2018	4,5	< 0,1	< 0,1	97,8	< 0,1	< 0,1
Outubro/2018	6,5	< 0,1	< 0,1	98,5	< 0,1	< 0,1
Novembro/2018	4,5	< 0,1	< 0,1	97,8	< 0,1	< 0,1
Dezembro/2018	7,5	< 0,1	< 0,1	98,7	< 0,1	< 0,1
Média	4,6	< 0,1	< 0,1	97,6	< 0,1	< 0,1
Desvio padrão	1,4	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0

Fonte: Própria (2020).

Não há especificações sobre a eficiência de remoção de sólidos sedimentáveis no tratamento de esgoto, porém ao observar a Figura 17 percebe-se que a eficiência mínima obtida foi de 66,7 %. Contudo, não podemos considerar esse resultado, visto que em todos os parâmetros foram obtidos resultados muito diferentes dos outros meses no período analisado.

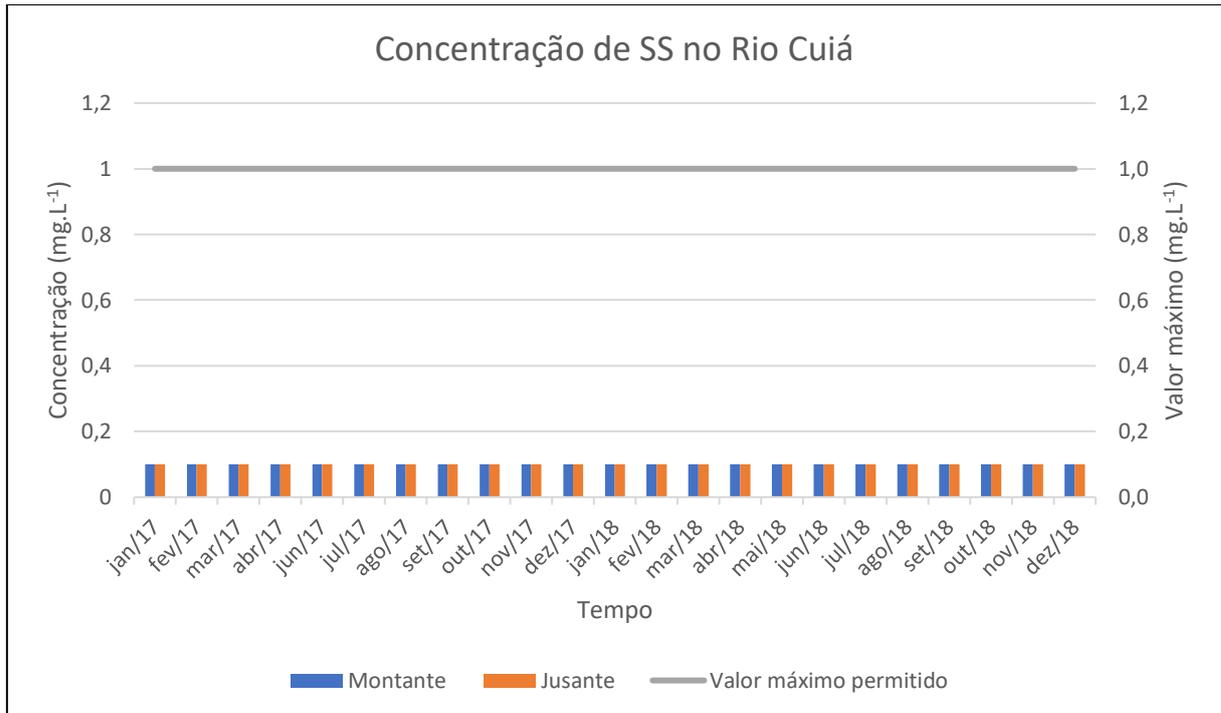
Sendo assim, considera-se 96,0 % como o valor obtido para a menor eficiência, o que caracteriza como um bom sistema para remoção de SS.

FIGURA 17 – Eficiência de remoção de sólidos sedimentáveis nos efluentes tratados do módulo I e II



Fonte: Própria (2020).

A resolução CONAMA 430/2011 estimula 1 mg.L^{-1} como valor máximo de sólidos sedimentáveis após tratamento do efluente doméstico. Como observado na Figura 18, em todos os meses dos anos de 2017 e 2018 o tratamento se manteve abaixo do valor permitido, pois todas as amostras apresentaram concentrações $< 0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambos os módulos através da metodologia de cone Imhoff.

FIGURA 18 – Concentração de sólidos sedimentáveis no rio Cuiá

Fonte: Própria (2020).

5.10 SÓLIDOS TOTAIS

Os resultados obtidos para ST costumam ser maiores que os obtidos para STV e STF, uma vez que nesses estão inclusos os sólidos em suspensão e dissolvidos, ou seja, material flutuante, material sedimentável, material coloidal e material em solução (METCALF & EDDY, 2016).

Na Tabela 12 estão representados os valores obtidos de sólidos totais nas amostras e suas respectivas eficiências de remoção.

TABELA 12 – Concentração de sólidos totais e eficiência de remoção do tratamento.

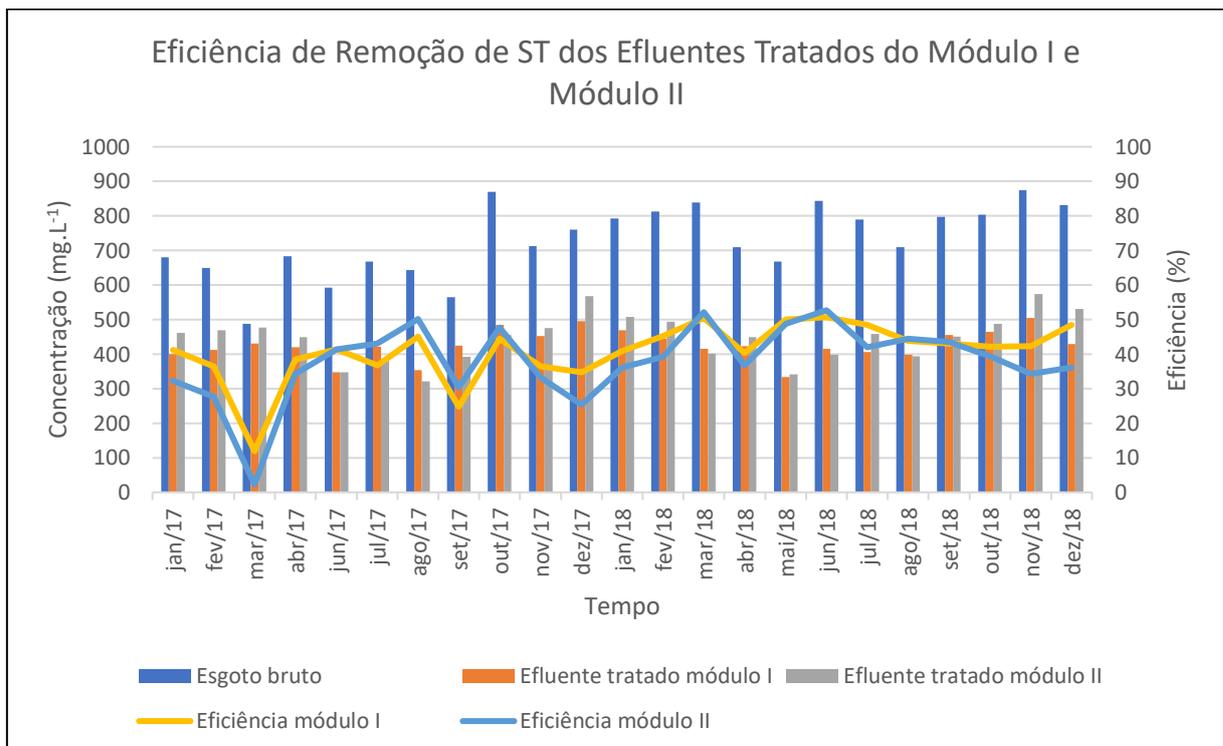
Mês	Efluente		Efluente		Corpo Receptor		
	Esgoto Bruto	tratado	tratado	Eficiência módulo I	Eficiência módulo II	(Rio Cuiá)	
		módulo I	módulo II			Montante	Jusante
	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	%	%	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Janeiro/2017	681,0	400,0	461,0	41,3	32,3	170,0	178,0
Fevereiro/2017	649,0	412,0	469,0	36,5	27,7	192,0	206,0
Março/2017	488,0	430,0	477,0	11,9	2,3	190,0	194,0
Abril/2017	683,0	420,0	449,0	38,5	34,3	178,0	178,0
Junho/2017	592,0	347,0	347,0	41,4	41,4	182,0	172,0
Julho/2017	668,0	422,0	380,0	36,8	43,1	252,0	237,0
Agosto/2017	643,0	353,0	321,0	45,1	50,1	148,0	148,0
Setembro/2017	565,0	425,0	393,0	24,8	30,4	157,0	97,0
Outubro/2017	870,0	484,0	455,0	44,4	47,7	154,0	155,0
Novembro/2017	713,0	453,0	476,0	36,5	33,2	131,0	166,0
Dezembro/2017	761,0	496,0	568,0	34,8	25,4	167,0	190,0
Janeiro/2018	793,0	469,0	507,0	40,9	36,1	159,0	169,0
Fevereiro/2018	813,0	445,0	494,0	45,3	39,2	134,0	221,0
Março/2018	839,0	416,0	401,0	50,4	52,2	243,0	116,0
Abril/2018	709,0	423,0	449,0	40,3	36,7	185,0	171,0
Mai/2018	668,0	334,0	342,0	50,0	48,8	189,0	176,0
Junho/2018	843,0	416,0	399,0	50,7	52,7	159,0	180,0
Julho/2018	789,0	406,0	458,0	48,5	42,0	145,0	190,0
Agosto/2018	710,0	399,0	394,0	43,8	44,5	160,0	180,0
Setembro/2018	798,0	455,0	451,0	43,0	43,5	160,0	198,0
Outubro/2018	803,0	464,0	487,0	42,2	39,4	183,0	188,0
Novembro/2018	874,0	504,0	574,0	42,3	34,3	153,0	188,0
Dezembro/2018	831,0	429,0	531,0	48,4	36,1	146,0	203,0
Média	729,7	426,2	447,1	40,8	38,0	171,2	178,3
Desvio padrão	102,9	43,6	67,2	8,7	10,9	29,8	30,2

Fonte: Própria (2020).

Segundo Metcalf & Eddy (1991), um esgoto bruto com concentração de sólidos totais no valor de 729,7 mg.L⁻¹ se enquadra como esgoto baixo, cuja variação média de ST presente é de 537 a 806 mg.L⁻¹.

No Figura 19 estão ilustrados os valores de ST no EB, EFF1 e EFF2 e suas respectivas porcentagens de remoção do tratamento. Através das linhas que expressam, em porcentagem, a quantidade de ST que foram removidas no tratamento, nota-se que março de 2017 foi o mês que apresentou a menor eficiência de remoção para ambos os módulos, atingindo valores de 11,9% para o EFF1 e 2,3 % para o EFF2.

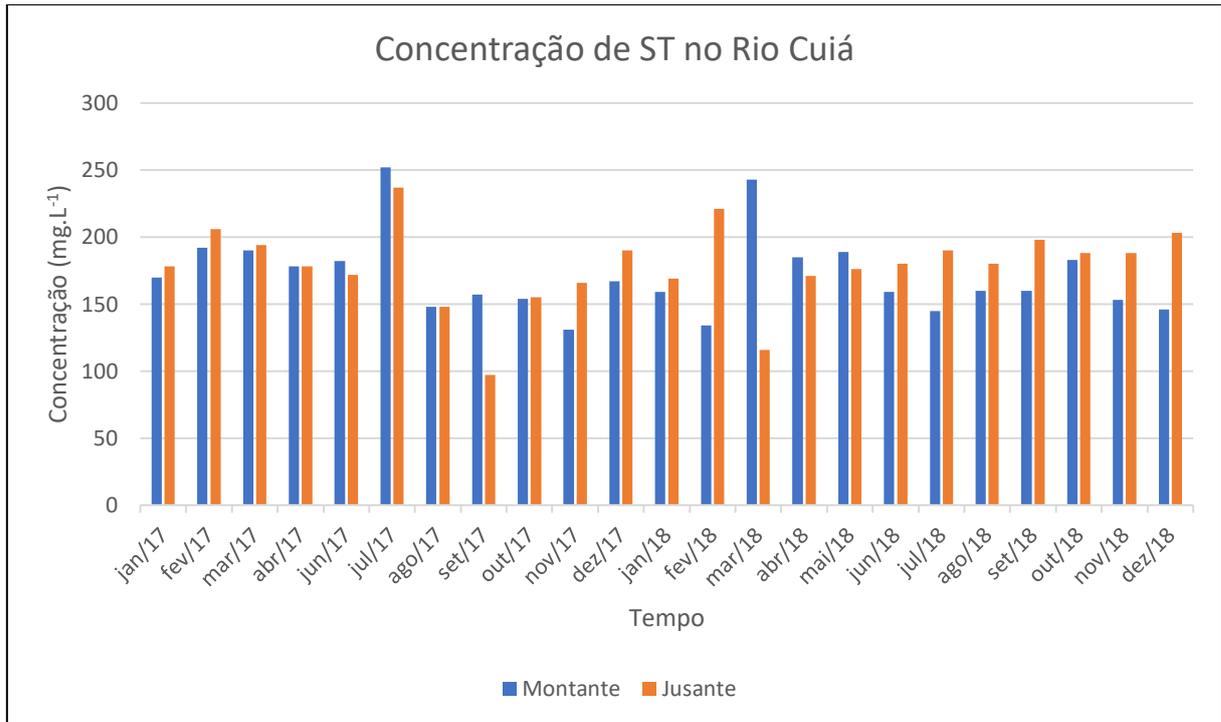
FIGURA 19 – Eficiência de remoção de sólidos totais nos efluentes tratados do módulo I e II



Fonte: Própria (2020).

No rio Cuiá, é possível perceber pela Figura 20, que a concentração de ST antes e depois do lançamento dos efluentes tratados no rio não variam muito, exceto pelos meses de setembro de 2017 e fevereiro e março de 2018 onde há uma variação considerável.

Outro ponto que vale ressaltar é que apesar das taxas de remoção de ST do tratamento do esgoto não serem altas, a pequena fração removida afeta diretamente a qualidade do rio Cuiá, uma vez que o despejo direto do esgoto sem tratamento acarreta no aumento da turbidez, influenciando diretamente na entrada da luz, e diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido presente (NUVOLARI, 2011).

Figura 20 – Concentração de sólidos totais no rio Cuiá

Fonte: Própria (2020).

5.11 SÓLIDOS TOTAIS FIXOS

Metcalf & Eddy (2016), classificam os STF como o resíduo que permanece após os ST serem incinerados.

Abaixo (Tabela 13) estão representados os valores obtidos de sólidos totais fixos nas amostras e suas respectivas eficiências de remoção.

TABELA 13 – Concentração de sólidos totais fixos e eficiência de remoção do tratamento.

Mês	Efluente		Efluente		Corpo Receptor		
	Esgoto Bruto	tratado	tratado	Eficiência módulo I	Eficiência módulo II	(Rio Cuiá)	
		módulo I	módulo II			Montante	Jusante
	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	%	%	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Janeiro/2017	397,0	255,0	247,0	35,8	37,8	148,0	154,0
Fevereiro/2017	421,0	254,0	337,0	39,7	20,0	151,0	168,0
Março/2017	232,0	277,0	314,0	-19,4	-35,3	162,0	149,0
Abril/2017	341,0	255,0	336,0	25,2	1,5	155,0	150,0
Junho/2017	307,0	255,0	231,0	16,9	24,8	156,0	160,0
Julho/2017	367,0	214,0	280,0	41,7	23,7	156,0	130,0
Agosto/2017	379,0	223,0	207,0	41,2	45,4	137,0	107,0
Setembro/2017	291,0	308,0	296,0	-5,8	-1,7	125,0	32,0
Outubro/2017	327,0	328,0	315,0	-0,3	3,7	108,0	110,0
Novembro/2017	283,0	277,0	294,0	2,1	-3,9	110,0	153,0
Dezembro/2017	419,0	304,0	392,0	27,4	6,4	115,0	143,0
Janeiro/2018	426,0	308,0	355,0	27,7	16,7	111,0	130,0
Fevereiro/2018	331,0	254,0	324,0	23,3	2,1	120,0	150,0
Março/2018	323,0	261,0	300,0	19,2	7,1	188,0	112,0
Abril/2018	351,0	292,0	333,0	16,8	5,1	185,0	171,0
Mai/2018	398,0	246,0	220,0	38,2	44,7	174,0	158,0
Junho/2018	369,0	277,0	258,0	24,9	30,1	144,0	161,0
Julho/2018	370,0	251,0	301,0	32,2	18,6	112,0	152,0
Agosto/2018	268,0	246,0	239,0	8,2	10,8	132,0	157,0
Setembro/2018	298,0	308,0	300,0	-3,4	-0,7	145,0	168,0
Outubro/2018	382,0	330,0	311,0	13,6	18,6	132,0	139,0
Novembro/2018	472,0	385,0	329,0	18,4	30,3	117,0	158,0
Dezembro/2018	416,0	257,0	313,0	38,2	24,8	131,0	145,0
Média	355,1	276,7	297,0	20,1	14,4	139,7	141,6
Desvio padrão	59,0	39,1	45,6	16,9	18,1	23,8	29,9

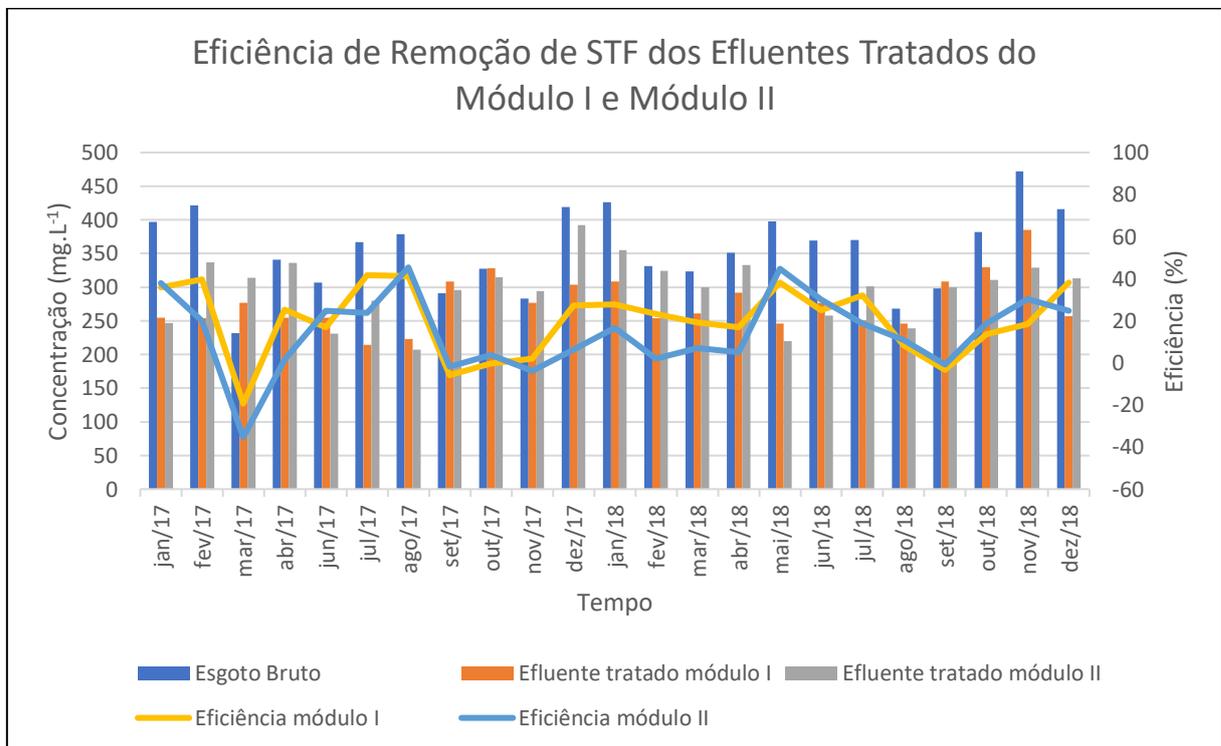
Fonte: Própria (2020).

Um efluente com concentração de sólidos totais fixos no valor de 355,1 mg.L⁻¹ se enquadra como esgoto fraco, cuja variação média é de 250 a 500 mg.L⁻¹, segundo Metcalf & Eddy (1991).

Para concentrações de STF foram obtidos os seguintes valores: 232 a 472 mg.L⁻¹, 214 a 385 mg.L⁻¹, 207 a 392 mg.L⁻¹, para EB, EFF1 e EFF2 respectivamente. Conforme a Figura 21 a maior eficiência de remoção de STF no EFF1 foi 41,7 % em julho de 2017 e no EFF2 de 45,4 % em agosto de 2017; em março e setembro de 2017 e setembro de 2018 não foi registrado remoção de STF. Além de outubro e novembro de 2017 não foi apresentado remoção de STF no EFF1 e EFF2 respectivamente.

De maneira geral, pode-se observar que as concentrações de STF nos EFF1 e EFF2 foram relativamente menores quando comparados com seus EB. Como as legislações não especificam valores para STF, observa-se através das análises que este tratamento mostra ser eficiente para este parâmetro, mesmo que minimamente, segundo a Figura 20.

FIGURA 21 – Eficiência de remoção de sólidos totais fixos nos efluentes tratados do módulo I e II

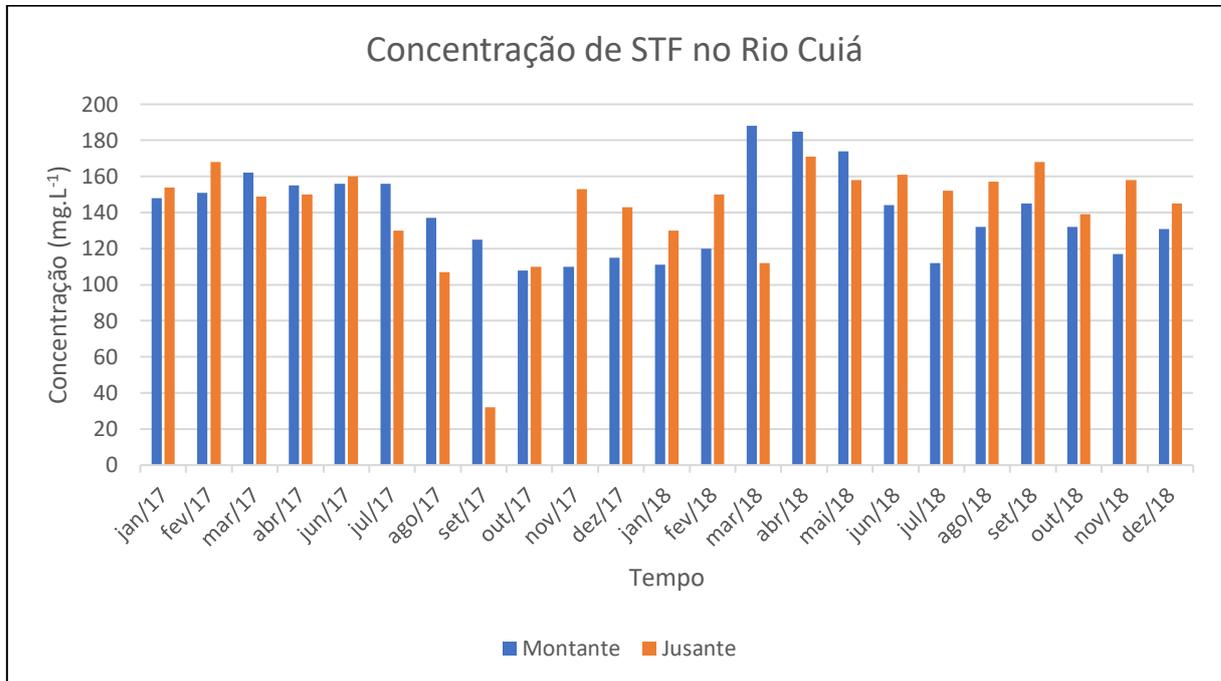


Fonte: Própria (2020).

O perfil de concentrações para os sólidos totais fixos observados para o rio Cuiú é apresentado na Figura 22, no qual destacam-se altas concentrações de STF para os meses subsequentes a setembro de 2017, excetuando-se os meses de março, abril e maio de 2018, nos quais os valores foram menores após lançamento dos EFF1 e EFF2, porém com pequena variação. Tais resultados comprovam que os sólidos emitidos juntos aos efluentes tratados da

ETE acumulam com os presentes no rio Cuiá, o que pode culminar na eutrofização (JORDÃO, 2011; VON SPERLING, 1996).

FIGURA 22 – Concentração de sólidos totais fixos no rio Cuiá



Fonte: Própria (2020).

5.12 SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS

Parcialmente orgânicos, os sólidos encontrados no esgoto tratado se decompõem bacteriologicamente após sedimentação quando desaguam no corpo hídrico receptor (METCALF & EDDY, 2016). O autor destaca ainda a importância da verificação do teor de sólidos presentes na água para determinar o uso das mesmas.

Na Tabela 14 estão dispostas as concentrações de sólidos totais voláteis nas amostras e no rio Cuiá.

TABELA 14 – Concentração de sólidos totais voláteis e eficiência de remoção do tratamento.

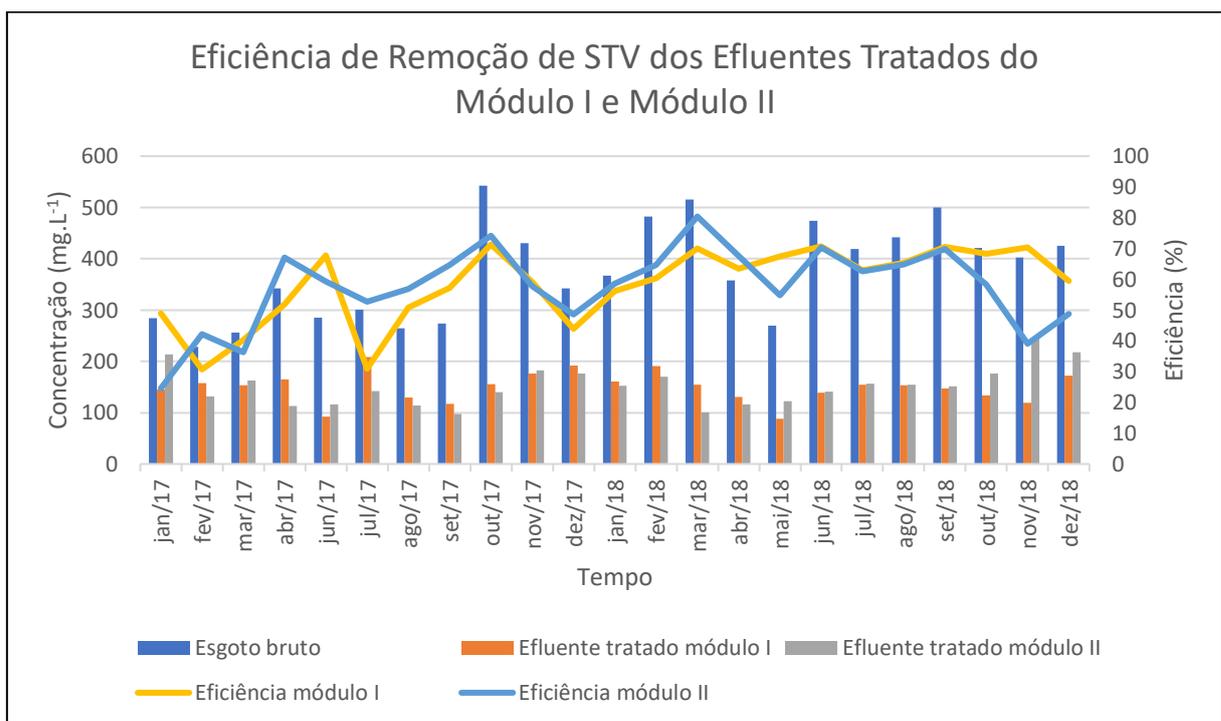
Mês	Efluente		Efluente		Corpo Receptor		
	Esgoto Bruto	tratado	tratado	Eficiência módulo I	Eficiência módulo II	(Rio Cuiá)	
		módulo I	módulo II			Montante	Jusante
	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	%	%	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Janeiro/2017	284,0	145,0	214,0	48,9	24,6	22,0	24,0
Fevereiro/2017	228,0	158,0	132,0	30,7	42,1	41,0	38,0
Março/2017	256,0	153,0	163,0	40,2	36,3	28,0	45,0
Abril/2017	342,0	165,0	113,0	51,8	67,0	23,0	28,0
Junho/2017	285,0	92,0	116,0	67,7	59,3	26,0	13,0
Julho/2017	301,0	208,0	142,0	30,9	52,8	96,0	107,0
Agosto/2017	264,0	130,0	114,0	50,8	56,8	11,0	41,0
Setembro/2017	274,0	117,0	97,0	57,3	64,6	168,0	16,0
Outubro/2017	543,0	156,0	140,0	71,3	74,2	46,0	45,0
Novembro/2017	430,0	176,0	182,0	59,1	57,7	21,0	13,0
Dezembro/2017	342,0	192,0	176,0	43,9	48,5	52,0	47,0
Janeiro/2018	367,0	161,0	152,0	56,1	58,6	48,0	39,0
Fevereiro/2018	482,0	191,0	170,0	60,4	64,7	14,0	71,0
Março/2018	516,0	155,0	101,0	70,0	80,4	55,0	4,0
Abril/2018	358,0	131,0	116,0	63,4	67,6	25,0	41,0
Mai/2018	270,0	88,0	122,0	67,4	54,8	15,0	18,0
Junho/2018	474,0	139,0	141,0	70,7	70,3	15,0	19,0
Julho/2018	419,0	155,0	157,0	63,0	62,5	33,0	38,0
Agosto/2018	442,0	153,0	155,0	65,4	64,9	28,0	23,0
Setembro/2018	500,0	147,0	151,0	70,6	69,8	15,0	30,0
Outubro/2018	421,0	134,0	176,0	68,2	58,2	51,0	49,0
Novembro/2018	402,0	119,0	245,0	70,4	39,1	36,0	30,0
Dezembro/2018	425,0	172,0	218,0	59,5	48,7	15,0	58,0
Média	375,0	149,4	151,9	58,2	57,5	38,4	36,4
Desvio padrão	93,8	29,3	38,3	12,4	13,1	34,3	22,2

Fonte: Própria (2020).

Através da classificação de Metcalf & Eddy (1991), um efluente com concentração de sólidos totais voláteis no valor de 375,0 mg.L⁻¹ se enquadra como esgoto médio, visto que sua variação média é de 300 a 525 mg.L⁻¹.

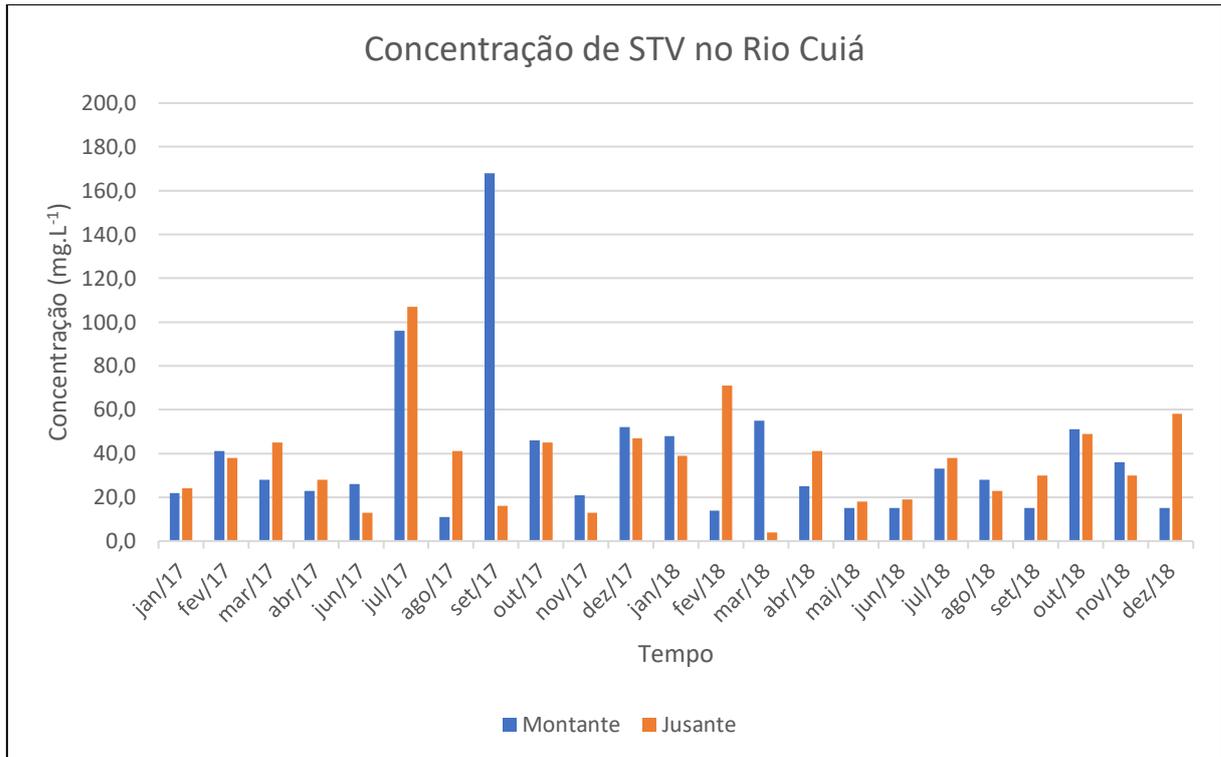
Para concentrações de STV foram obtidos os seguintes valores: 228,0 a 543,0 mg.L⁻¹, 88,0 a 208 mg.L⁻¹, 97 a 245 mg.L⁻¹, para EB, EFF1 e EFF2 respectivamente. A maior eficiência de remoção de STV no EFF1 foi de 71,3 % em outubro de 2017, enquanto a menor foi de 30,7 % em fevereiro de 2017. No EFF2 a eficiência foi maior em março de 2018, quando atingiu o valor de 80,4 %, e menor em janeiro de 2017, quando obteve uma eficiência de 24,6 % (Figura 23).

FIGURA 23 – Eficiência de remoção de sólidos totais voláteis nos efluentes tratados do módulo I e II



Fonte: Própria (2020).

Observando a Figura 24, nota-se que os STV apresentaram alta variação na concentração no rio Cuiá ao longo de período estudado, tendo destaque especial os meses de julho e setembro de 2017 e fevereiro, março e dezembro de 2018, os quais apresentam grandes variações em pouco espaço de tempo, além de variar consideravelmente entre antes e depois do despejo dos esgotos tratados.

FIGURA 24 – Concentração de sólidos totais voláteis no rio Cuiá

Fonte: Própria (2020).

Como demonstram os resultados, o rio Cuiá necessita de atenção em diversos fatores, desde a inserção e a remoção de alguns dos parâmetros citados. Para isso, é necessário que o poder público conscientize a população, principalmente os habitantes próximos, dos prejuízos que algumas atitudes como, por exemplo: Depósito de resíduos sólidos próximo, esgotamento sanitário de encontro ao rio, desmatamento e etc., causam. Além de agir diretamente para reverter a atual situação. Os dados também mostram que é necessário maior atenção na eficiência da estação de tratamento de efluentes.

6 CONCLUSÃO

As análises realizadas mostraram que em relação à remoção de CT, DBO₅, DQO, nitrogênio, pH e SS o tratamento australiano foi eficiente durante o período da pesquisa e se manteve dentro da literatura e das especificações da resolução CONAMA 430/2011.

De acordo com os resultados desses mesmos parâmetros em relação ao rio Cuiá, os parâmetros nitrogênio, pH e SS também se apresentaram em conformidade à resolução CONAMA 357/2005. Enquanto as concentrações de DBO₅ e CT apresentam resultados abaixo dos valores estipulados.

A legislação federal determina que a concentração máxima de DBO₅ em corpos aquáticos, classe 3, seja de 10 mg.L⁻¹. No entanto, foram obtidas concentrações de 25,4 mg.L⁻¹ na montante e 44,5 mg.L⁻¹ na jusante. Com isso, conclui-se que o rio antes do lançamento dos efluentes tratados já possui uma carga elevada de DBO₅, porém, é notória a contribuição da carga advinda com os efluentes tratados da ETE. Para o CT, é estipulado uma carga máxima de 4.000 coliformes/100 mL. Os resultados mostram que foram obtidos valores de 280.000 coliformes/100 mL na montante e 260.000 coliformes/100 mL na jusante. Apesar destes resultados, a concentração de CT encontrou-se maior na montante durante 13 dos 24 meses analisados e reduziu o valor após o lançamento dos efluentes tratados da ETE. Em contrapartida, nos meses subsequentes à julho de 2018 as concentrações foram maiores após o despejo da ETE.

Como não há padrões para adequação, o estudo dos sólidos totais se baseou em considerações ao tratamento da ETE comparado aos outros parâmetros estudados e seu impacto no rio Cuiá. Para estes parâmetros, o EFF1 apresentou eficiências entre 11,9 a 50,7 %, 0 a 41,7 % e 30,7 a 71,3 % para ST, STF e STV respectivamente. No EFF2 foram observadas eficiências entre 2,3 a 52,7 %, 0 a 45,4 % e 24,6 a 80,4 % para ST, STF e STV respectivamente. Tanto para o EFF1 e EFF2, houveram meses em que não obtiveram-se remoção para STF em pelo menos cinco meses, comprovando que o sistema é ineficaz nas remoções e que suas altas concentrações na saída do tratamento podem vir a afetar ainda mais o rio Cuiá.

Para os parâmetros condutividade elétrica, FT e OD, os resultados obtidos foram inferiores aos valores estipulados na legislação. As legislações não delimitam valores para serem seguidos na ETE, porém estipulam para os corpos hídricos receptores, sendo 0,15 mg.L⁻¹ a concentração máxima de FT e no mínimo 4,0 mg.L⁻¹ de OD. Contudo, foram obtidos valores máximos de 0,7 mg.L⁻¹ e 1,8 mg.L⁻¹ na montante para FT e OD respectivamente; e 1,3 mg.L⁻¹ e 2,1 mg.L⁻¹ na jusante para FT e OD respectivamente. Ao levar em consideração o valor de

100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ proposto por Philippi (2014) como a concentração máxima de condutividade elétrica em águas, constata-se ainda mais o impacto apresentado no rio, pois em todos os meses os valores apresentaram-se maiores. Posto isto, fica ainda mais nítido a contribuição da ETE na qualidade do rio quando verifica-se os desvios padrões na jusante, que são maiores do que na montante em alguns parâmetros, comprovando a oscilação dos resultados. Resultados esses que variam conforme a condição final do efluente que é despejado.

Diante do exposto, conclui-se que há contribuição da ETE no declive da qualidade do rio Cuiá, entretanto não de forma corriqueira, visto que os valores maiores obtidos apresentados não chegaram a metade do período de estudo.

Vale salientar que, embora o destaque deste trabalho tenha sido direcionado para avaliar o impacto do lançamento dos efluentes tratados da ETE no rio Cuiá, os resultados obtidos demonstraram, também, as contribuições provenientes de fontes diversas que, em geral, não são monitoradas ou fiscalizadas por serem contribuições irrelevantes.

Sendo assim, faz-se necessário que os órgãos responsáveis apliquem medidas para a adequação da água do rio Cuiá de acordo com o seu enquadramento, melhorando sua qualidade e, conseqüentemente, a vida dos habitantes que residem próximo ao rio. Sugere-se ainda elevar a eficiência do tratamento, de modo a promover a remoção de nutrientes e melhorar os resultados dos parâmetros no geral.

Fundamental também é a realização de uma intervenção socioambiental, de modo que se eleve a conscientização dos moradores para que não despejem lixo ao redor do rio, além da implementação de saneamento básico nos perímetros circunvizinhos. Outra solução seria o desassoreamento do rio, reflorestamento, além de oferecer uma maior atenção na eficiência da estação de tratamento de efluentes.

REFERÊNCIAS

BACCI, D. DE LA C.; PATACA, E. M. **Educação para a água**. Estudos Avancados, v. 22, n. 63, p. 211–226, 2008.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 4^a ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BRAGA, B. ET AL. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2^a ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL, I. T. Ranking do Saneamento - Instituto Trata Brasil 2016. v. 2019, n. Snis 2017, p. 111, 2016.

FILHO, J. B. L. M. **A OBSERVAÇÃO GEOGRÁFICA DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL DO RIO CUIÁ , NO MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA-PB**. 2014. 50 f. Monografia-Licenciatura Plena em Geografia, Univerddidade Estadual da Paraíba, Guarabira, 2014.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Esgotamento sanitário, tabela 56: Municípios, total e com rede coletora de esgoto, por existência e tipo de tratamento do esgoto coletado, segundo as Grandes Regiões e as Unidades da Federação**. 2008. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisa-nacional-de-saneamento-basico.html?=&t=resultados>>. Acesso em 07 fev. 2020.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domesticos**. 6^a ed. Rio de Janeiro: ABES, v. 1., p. 994, 2011.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologistis**. Dorset, Freshwater Biol. Ass. 121 p.

METCALF & EDDY. **Wasterwater engineering: treatement, disposal, reuse**. 3 ed. New York, McGraw - Hill Book, 1991. 1334 p.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Porto

Alegre: AMGH, 2016.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em 10 jan. 2020.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 2.ed. São Paulo: Blucher, 2011.

PHILIPPI Jr., A; ROMÉRO, M. A.; BRUNA, G. C. **Curso de Gestão Ambiental**. Col. Ambiental. 2ª ed. Barueri, SP: Manole, 2014.

SAWYER, C. N.; MCCARTHY, P. L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 4 ed. McGraw - Hill International Edition, New York, 1994, p. 365-577.

SOARES, J. **Tratamento de Água e Esgoto**. João Pessoa: Sal da Terra, 2015.

SOUSA, A. C. **Avaliação do funcionamento de uma estação de tratamento de esgoto doméstico e desenvolvimento de um novo método para determinação de DQO usando espectrometria NIR e quimiometria**. Tese (Doutorado em Química Analítica) - Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa. 2007.

SUDEMA APUD REIS, A. L. Q. **A Observação Geográfica da Degradação Ambiental do Rio Cuiá**. n. 2005, p. 1–12, 2010.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 11, n. 1, p. 240, 1995.

VON SPERLING, M. **Introdução a Qualidade de Água e Tratamento de Esgoto**. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, p. 196, 2009.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. D. L. **Biological Wastewater Treatment in**

Warm Climate Regions. IWA Publishing, p. 1–856, 2005.