

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
CURSO DE ENGENHARIA CIVIL

PEDRO HENRIQUE RODRIGUES MEIRA
BASTOS

**ESTUDO DA AUTODEPURAÇÃO DE UM RIACHO APÓS LANÇAMENTO DO
EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

MACEIÓ
2022

PEDRO HENRIQUE RODRIGUES MEIRA
BASTOS

**ESTUDO DA AUTODEPURAÇÃO DE UM RIACHO APÓS LANÇAMENTO DO
EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao colegiado do curso de Engenharia Civil da
Universidade Federal de Alagoas, como parte
dos requisitos para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Civil.

Orientador: Profa. Dra. Nélia Henriques Callado

MACEIÓ

2022

Catálogo na Fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

B327e Bastos, Pedro Henrique Rodrigues Meira.

Estudo da autoduplicação de um riacho após lançamento do efluente de estação de tratamento de esgoto / Pedro Henrique Rodrigues Meira Bastos. – Maceió, 2022.

62 f. : il., grafs. e tabs. color.

Orientadora: Nélia Henrique Callado.

Monografia (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2022.

Bibliografia: f. 56-59.

Apêndices: f. 60-62.

1. Reator Biológico de Leito Móvel. 2. Estação de tratamento de esgoto - Avaliação paisagística. 3. Tratamento de águas residuárias. 4. Água - Qualidade - Medição. 5. Streeter-Phelps (Modelo matemático). 5. Autodepuração. I. Título.

CDU: 628.32/.35

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a minha família, em particular a minha mãe Paula, minha vó Maria do Socorro e meu irmão Vitor, que sempre me deram apoio na busca do autoconhecimento e da autodeterminação, foi pela força que me deram que descobri o rumo que quero seguir com a minha vida e aprendi a sentir orgulho de mim mesmo e de mostrar ao mundo quem eu realmente sou.

Em seguida, gostaria de agradecer ao meu terapeuta Gabriel, que se por um lado minha família me deu todo apoio emocional na minha jornada, as minhas horas de terapia me apoiaram racionalmente, me ajudando a ver as coisas como elas realmente são.

Guardo um agradecimento especial a meus tantos amigos queridos da escola, que mesmo depois de tantos anos sempre mantive contato constante e sempre foram um alicerce na minha vida pessoal, amigos como André, Bianca, Bruna, Carol, Camila, Gabriel, Júnior, Marília, Paulo e tantos outros.

Também agradeço a todos os meus amigos que fiz ao longo da faculdade, primeiro no curso de Engenharia da Computação: Camylla, Emanuel, Geovanni, Joicy, Leonardo e Victor, e depois na Engenharia Civil: Anderson, Camila, Clerisvaldo, Daniele, Flávio, Gabriel, Isadora, Maria Beatriz, Moab, Pedro, Rayane, Renato, Sebastião, Thiago e Wanderson, e tantos outros de outros cursos, com quem estudei por incontáveis horas e que me ajudaram a lidar com os diferentes desafios ao longo da faculdade.

Agradeço também aos professores Christopher, Valmir e Vladimir por terem me introduzido ao mundo dos recursos hídricos, do qual eu jamais irei sair, e também à professora Michele e todo o pessoal do LCCV por terem me introduzido à vida acadêmica, me ensinando a ter o rigor nos meus trabalhos que tenho até hoje.

Um agradecimento especial a minha orientadora, a professora Nélia, por ter sido extremamente solícita, compreensível e encorajadora ao longo de todo o processo deste trabalho, e que enxergou minha afinidade pela área e soube me projetar para o futuro.

E por último, um a agradecimento a todos os meus colegas com quem compartilhei experiências de trabalho nos meus estágios ao longo do curso: o engenheiro Thiago, o técnico Henrique, os estagiários Alexia, Caike, Guilherme, Jonathan, e Júnio nos meus tempos de Casal, à auxiliar de engenharia Sandrielly, à técnica Grazielly e o estagiário Paulo na Uchôa Construções, e a todo o pessoal da Mais Ambiental e Saneares.

Agradeço a todas essas pessoas e tantas outras pois elas fizeram da parte formação da pessoa que eu sou hoje, pois cada pessoa é a soma de suas experiências de vida.

ESTUDO DA AUTODEPURAÇÃO DE UM RIACHO APÓS LANÇAMENTO DO EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

RESUMO

O Brasil vive um momento de valorização do setor de saneamento básico, o número de obras e o valor dos investimentos no setor vem apenas aumentando nos últimos anos, em busca da tão almejada universalização dos serviços de saneamento em território nacional. Surge, então, a necessidade de se adotar métodos mais modernos de tratamento de efluentes, que sejam mais flexíveis em suas possíveis aplicações, e que os corpos de água receptores tenham capacidade de receber esses efluentes tratados. Nesse processo de expansão, foi construída em Maceió uma ETE que utiliza a tecnologia MBBR (Reator de Biológico de Leito Móvel) com capacidade de tratar até 360 L/s de efluente, lançando-o em seu estado tratado com uma vazão média de 0,06 m³/s numa bacia em processo de urbanização. Nesse contexto o presente trabalho buscou entender qual o impacto do efluente nesse corpo receptor, cuja vazão varia de 0,02 m³/s à 0,06 m³/s e como ele se comporta ao longo do curso do corpo receptor. Para tanto foi feita a caracterização do efluente bruto e tratado na ETE, avaliação da eficiência da ETE, análise quali/quantitativa do corpo de água receptor, e modelação do fenômeno de autodepuração aplicando o modelo matemático de Streeter-Phelps. Os resultados revelaram que o esgoto bruto tem características típicas de efluentes de média a alta concentração com indicador de DBO na faixa dos 280,16 mg.O₂/L, que a ETE apresenta eficiência de remoção de carga orgânica acima de 95%, que o riacho já se encontra em um estado de degradação, com concentrações de DBO maiores que 10 mg.O₂/L acima do recomendado pela legislação e que o lançamento do efluente tratado pode ser considerado como um impacto positivo e até como ação mitigatória, uma vez que a capacidade de autodepuração do corpo receptor permite que o indicadores de OD e DBO do riacho melhoram para valores adequados em menos que 250 m.

Palavras-chave: MBBR, Avaliação ambiental de ETEs, Tratamento de Efluentes, Modelagem de qualidade de água, Streeter-Phelps, Autodepuração.

STUDY OF SELF-DEPURATION OF A STREAM AFTER DISCHARGE OF SEWAGE TREATMENT PLANT EFFLUENT

ABSTRACT

Brazil is experiencing a moment of valorization of the basic sanitation sector, the number of works and the value of investments in the sector has only been increasing in the last years, in search of the so desired universalization of sanitation services in the national territory. The need then arises to adopt more modern methods of effluent treatment that are more flexible in their possible applications, and that the receiving water bodies have the capacity to receive these treated effluents. In this expansion process, a WWTP that uses MBBR (Moving Bed Biological Reactor) technology was built in Maceió with a capacity of treating up to 360 L/s of effluent and discharging said effluent in its treated state into a basin in the process of urbanization with a flow rate around 0.06 m³/s. In this context the present work sought to understand what is the impact of this effluent and how it behaves along the course of the receiving body, which presents a flow rate between 0.02 m³/s and 0.06 m³/s. To this end, the raw and treated effluent of the WWTP was characterized, the efficiency of the WWTP was evaluated, a qualitative/quantitative analysis of the receiving water body was performed, and the self-depuration phenomenon was modeled by applying the Streeter-Phelps mathematical model. The results revealed that the raw sewage has typical characteristics of effluents of medium to high concentration, with data pointing out a BOD concentration of around 280,16 mg.O₂/L, that the WWTP presents efficiency of organic load removal above 95%, that the creek is already in a state of degradation, as shown by its BOD going up more than 10 mg.O₂/L above what the current legislation recommends and that the release of the treated effluent can be considered as positive and even as a mitigating action, as the receiving body is able to increase its oxygen and BOD concentrations to adequate values in less than 250 meters by self-depuration.

Keywords: MBBR, Environmental evaluation of wastewater treatment stations, Wastewater treatment, Water quality modelling, Streeter-Phelps, Self-depuration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: O riacho do Reginaldo encontrando o mar, onde é chamado de Salgadinho	15
Figura 2: Maceió com os principais bairros atendidos pela SANAMA em destaque.	16
Figura 3: Esgoto a céu aberto perigosamente perto de ligações de água no Benedito Bentes.	17
Figura 4: Riacho Doce próximo da foz.....	17
Figura 5: Bacia do Riacho Doce e bairros de Maceió inseridos na bacia.	18
Figura 6: Rua alagada no bairro da Jatiúca após fortes chuvas	19
Figura 7: Gráfico de metas intermediárias progressivas de qualidade da água.....	22
Figura 8: Zonas de autodepuração	25
Figura 9: Lagoas aeradas do Benedito Bentes.....	27
Figura 10: Esquema representativo do tratamento por lodo ativado	28
Figura 11: Biomédias para reator do tipo MBBR	28
Figura 12: Fluxograma da ETE Caçadores.	30
Figura 13: Um dos reatores da ETE Benedito Bentes, com biomédias à mostra.....	31
Figura 14: Localização da ETE Benedito Bentes e seu corpo receptor	33
Figura 15: Processo de diluição do efluente lançado no rio.....	38
Figura 16: Variação temporal do pH do esgoto bruto e tratado.	40
Figura 17: Variação temporal da Alcalinidade (Bicarbonatos) do esgoto bruto e tratado.....	40
Figura 18: Variação temporal do Nitrogênio Amoniacal do esgoto bruto e tratado	40
Figura 19: Variação Temporal do Fósforo do esgoto bruto e tratado.....	41
Figura 20: Variação temporal da DBO _{5,20} do esgoto bruto e tratado.....	41
Figura 21: Variação de OD no efluente tratado ao longo de 2020	41
Figura 22: Variação temporal do <i>E. Coli</i> do esgoto bruto e tratado	42
Figura 23: Variação temporal da eficiência de remoção da DBO _{5,20}	44
Figura 24: Variação temporal da eficiência de remoção de N-amoniacal	44
Figura 25: Variação temporal da eficiência de remoção de Fósforo	44
Figura 26: Variação temporal da eficiência de remoção do <i>E. Coli</i>	45
Figura 27: Variação Temporal da DBO _{5,20} no ponto de lançamento.....	47
Figura 28: Variação temporal da OD no ponto de lançamento	47
Figura 29: Variação de <i>E. Coli</i> no ponto de lançamento	47
Figura 30: Modelo de Streeter-Phelps em função do período de estiagem.....	51
Figura 31: Modelo de Streeter-Phelps em função do período chuvoso	52
Figura 32: Síntese dos resultados obtidos pelo modelo de Streeter-Phelps	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Incidência de doenças em Maceió e no bairro do Benedito Bentes	16
Tabela 2: Eficiência de Remoção de Indicadores em diferentes ETEs pelo mundo.	32
Tabela 3: Período de coleta de dados.....	34
Tabela 4: Variação da concentração dos esgotos brutos.....	35
Tabela 5: Período de coleta de dados do riacho Grota da Alegria.....	36
Tabela 6: Dados utilizados para autodepuração	37
Tabela 7: Caracterização do Efluente na ETE da SANAMA	39
Tabela 8: Eficiências de remoção da ETE	43
Tabela 9: Dados de medição de vazão	46
Tabela 10: Caracterização do corpo receptor e do efluente tratado.....	46
Tabela 11: Dados físicos do riacho utilizados no modelo.....	48
Tabela 12: Concentrações do efluente e do corpo receptor em diferentes períodos	49
Tabela 13: Concentrações de OD e DBO _{5,20} na zona de mistura do ponto de lançamento do efluente.	49
Tabela 14: Valores das constantes de reareação e desoxigenação	50
Tabela 15: Distâncias para os parâmetros entrarem em paridade com a CONAMA n°357/2005.....	51
Tabela 16: Base de Dados Utilizada (2020).....	60
Tabela 17: Base de Dados Utilizada (2021).....	61
Tabela 18: Base de Dados Utilizada (2022).....	62

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. OBJETIVOS.....	13
2.1. OBJETIVO GERAL.....	13
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
3.1. OS RIOS URBANOS NO BRASIL.....	14
3.2. A BACIA DO RIACHO DOCE E O BENEDITO BENTES.....	15
3.3. QUALIDADE DE ÁGUA E LEGISLAÇÃO	20
3.4. O FENÔMENO DA AUTODEPURAÇÃO.....	23
3.4.1. Etapas da autodepuração	23
3.4.2. Zonas de autodepuração.....	24
3.4.3. Modelação do fenómeno de autodepuração	25
3.5. A ETE BENEDITO BENTES	26
4. METODOLOGIA.....	33
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	33
4.2. DELINEAMENTO METODOLÓGICO	34
4.2.1. Caracterização do efluente bruto e tratado.....	34
4.2.2. Avaliação da eficiência da ETE.....	35
4.2.3. Análise das características da água do corpo receptor.....	35
4.2.4. Análise do fenómeno de autodepuração aplicadas ao riacho	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	39
5.1. CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO E TRATADO	39
5.2. AVALIAÇÃO DA EFICIENCIA DA ETE	43
5.3. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIACHO	46
5.4. ESTUDO DE AUTODEPURAÇÃO	48
6. CONCLUSÕES	55

7. REFERÊNCIAS	56
APÊNDICE A – DADOS DE 2020.....	60
APÊNDICE B – DADOS DE 2021	61
APÊNDICE C – DADOS DE 2022.....	62

1. INTRODUÇÃO

A situação brasileira na ótica do saneamento básico é nitidamente dramática para boa parte da população: o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) denota um índice de atendimento total de esgotamento sanitário com rede coletora de 55% para todo o Brasil em 2020.

Apesar de, numa primeira observação dos dados, mais de metade da população já possuir atendimento, basta investigar mais as informações para ver que tais porcentagens não está distribuída igualmente pelo território nacional: o Sudeste tem a maior cobertura, com um índice de 80,4%, seguido do Centro-Oeste com 59,5%, Sul com 47,4%, Nordeste com 30,3% e por fim o Norte com 17,2%

Em Alagoas a situação está bem abaixo da média regional: apresentando uma taxa de população atendida por coleta de esgoto de apenas 22,9% (SNIS, 2022), com uma taxa de atendimento pelo tratamento de 17%, resultando numa parcela tratada em relação à coletada de 64%; a média do Nordeste é de 74% (ANA, 2017).

Na capital de Alagoas, Maceió, é relatado que, para o ano de 2013, a cidade apresentava um índice de atendimento de coleta e tratamento de 29,95%, sendo que, além disso, 17,7% da população adotava algum tipo de solução individual e os 52,65% remanescentes permaneciam sem atendimento à coleta e tratamento de esgotos (ANA, 2017).

É evidente, porém, que tais dados estão desatualizados. Especialmente considerando que em 2015 a rede coletora de esgotos foi expandida, atingindo um percentual de 35% de cobertura, e em 2019 foi inaugurada uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no bairro do Benedito Bentes. Além disso, o planejamento visa ampliar o sistema de esgotamento sanitário de Maceió, chegando em novos bairros e subindo este valor para 70%. Atualmente, a capital alagoana conta com um índice de atendimento deste serviço de 43,1% (SNIS, 2022)

No contexto lei nº14.064/2020, o famoso “Marco do Saneamento”, em 2020 a empresa BRK Ambiental venceu leilão pela concessão dos serviços de água (distribuição) e esgoto de 13 municípios da região metropolitana de Maceió (o primeiro do tipo no país), num contrato de 35 anos no qual, entre outros termos e condições, a empresa se compromete em aumentar o percentual de atendimento de coleta e tratamento de esgotos para 90% em até 16 anos.

Entretanto, se por um lado o aumento na taxa de coleta de esgoto é algo positivo, surge uma preocupação relacionada a destinação deste esgoto tratado, isto é, se o corpo de água receptor possui capacidade de receber esse efluente.

Dito isso, o interesse deste trabalho é avaliar quais os impactos que os efluentes da ETE Benedito Bentes, que utiliza a tecnologia aeróbia MBBR (Reator de Biofilme com Leito Móvel), pode causar no Riacho Grotta da Esperança, um dos afluentes do Riacho Doce, curso principal de uma bacia hidrológica de mesmo nome, em processo de urbanização. Essa ETE é um dos elementos centrais do projeto de expansão da rede de esgotamento na capital alagoana pois recebe o esgoto de 11 dos 50 bairros Maceió: Benedito Bentes, Salvador Lyra, Santa Lúcia, Dubeaux Leão, José Maria de Melo, Tabuleiro dos Martins, Cidade Universitária, Santos Dumont, além de partes do Clima Bom e do Antares (CASAL, 2019).

Busca-se saber qual o efeito que o lançamento de tal efluente tratado irá causar no riacho, se a sua composição poderá contribuir com o processo de recuperação (autodepuração) natural do riacho. Como forma de mensurar tal fenômeno e avaliar seu comportamento, foi adotado o modelo matemático de Streeter-Phelps, um dos mais tradicionalmente utilizados para representar o fenômeno da autodepuração.

Vale ressaltar que esse trabalho está inserido no termo de cooperação técnica entre CASAL e UFAL: “Investigação de processos operacionais de sistemas de abastecimento de águas e esgotamento sanitário – IPOSAES” (processo administrativo UFAL nº 23065.013537/2020-32).

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Estudar os impactos causados pelo lançamento dos efluentes sanitários tratados em uma ETE de lodos ativados/MBBR, localizado numa capital de estado do nordeste brasileiro, no que tange a autodepuração do seu corpo receptor, um riacho urbano.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

i) Sobre a ETE de lodos ativados/MBBR

Caracterizar o efluente bruto e tratado da ETE;

Calcular a eficiência da ETE na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo.

ii) Sobre o corpo receptor

Analisar as características atuais da água;

Analisar as nuances fenômeno de autodepuração aplicadas ao riacho.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. OS RIOS URBANOS NO BRASIL

De acordo com Garcias e Afonso (2013) mais de 86% da população brasileira vive nas cidades, num processo extremamente acelerado e sem planejamento adequado, resultando em cidades que não estavam preparadas para tal demanda, o que levou a uma ocupação desordenada que acabou afetando a qualidade de água dos rios e riachos urbanos, especialmente em regiões de periferia, gerando uma série de problemas ambientais e de saúde pública.

Conforme Coy (2013) os rios são, historicamente, locais de preferência para o assentamento humano, em virtude não apenas da necessidade de fornecimento de água para ingestão, como também para uso em irrigação, transporte, comunicação, etc., então rios são parte da paisagem urbana desde a Antiguidade.

Por outro lado, como elucidado em Garcias e Afonso (2013), o crescimento das cidades foi regido por princípios que por muitas vezes negligenciaram a conservação dos rios urbanos, chegando ao ponto em que, uma vez que os problemas ambientais se tornavam visíveis, ou então o espaço dos rios causava algum tipo de impedimento para o desenvolvimento urbano, decidia-se por medidas que acabavam tirando os rios quase que completamente da visão pública, por muitas que transferindo os impactos ambientais para outras regiões, regiões essas muitas vezes mais empobrecidas.

No caso do Brasil, não faltam exemplos de rios urbanos em estado de degradação, que passaram por variados graus de sucesso em relação ao seu tratamento, como os rios das Velhas e o Mosquito em Minas Gerais, o Tietê e o Tijuco Preto em São Paulo e o São Francisco passando por vários estados (GARCIAS; AFONSO, 2013).

Em virtude disso, é evidente a necessidade de um processo de universalização de saneamento (GARCIAS; AFONSO, 2013), com ampliação e atualização de redes de drenagem e esgotamento sanitário, e a implantação de formato mais setorizado do tratamento, buscando também atender as populações onde sistemas mais tradicionais teriam maior dificuldade de acesso, como nos interiores e em periferias nas cidades.

Todavia, existe uma série de entraves políticos e burocráticos, como explicado em Galvão Junior (2009): mecanismos de políticas públicas, titularidade e regulação de serviços acabam que atrasando o processo, pois apresentam caráter mais sistêmico, mesmo com a perspectiva mais positiva que o sancionamento da lei nº14.064/2020, conhecido como “Marco do Saneamento” possa trazer.

Figura 1: O riacho do Reginaldo encontrando o mar, onde é chamado de Salgadinho



Fonte: Jonathan Lins/G1 (2017)

Em Maceió, a bacia do riacho do Reginaldo, em particular no trecho onde é conhecido como Salgadinho (Figura 1) é um exemplo que ilustra muito bem a situação num contexto mais pontual, uma vez que inserida nela vê-se uma ocupação bastante diversificada, com regiões mais urbanizadas despejando efluentes irregularmente, chegando às regiões periféricas.

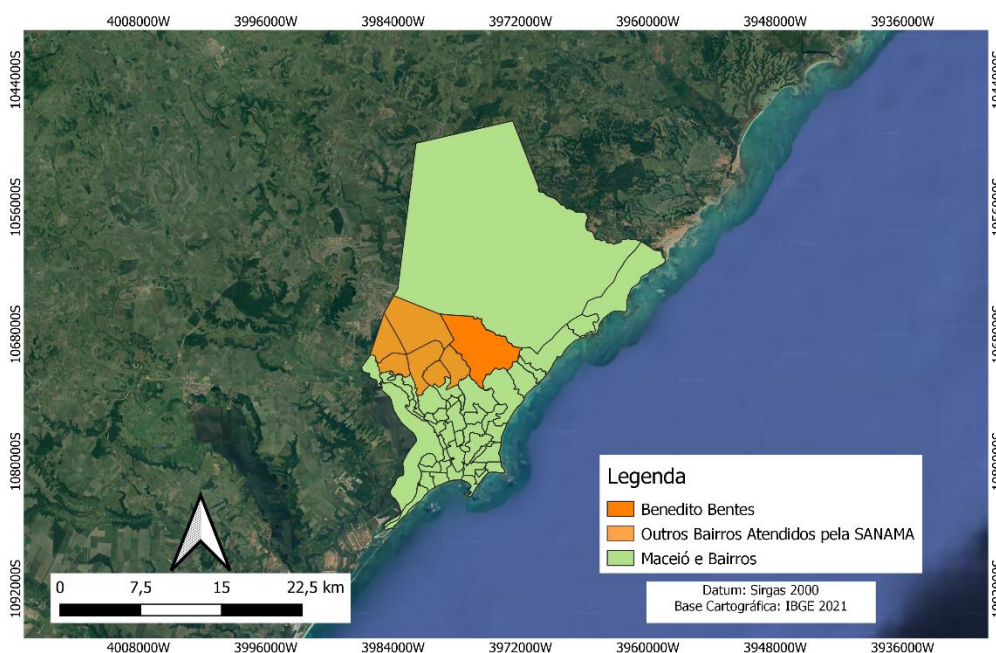
3.2. A BACIA DO RIACHO DOCE E O BENEDITO BENTES

O Benedito Bentes é o maior bairro da capital alagoana, com cerca de 24,6 km² (Santos, 2020). Localizado na porção mais ao norte da cidade (Figura 2) é limitado ao norte pela zona rural de Maceió e o município de Rio Largo, ao sul pelos bairros da Jacarecica e Serraria, ao Oeste pela Cidade Universitária e Antares e por fim, ao leste pelos bairros da Garça Torta, Riacho Doce e Guaxuma.

Com uma população de quase 200 mil pessoas (SANTOS, 2020), é muitas vezes considerado “praticamente uma outra cidade” pela população maceioense, dado o seu tamanho e sua importância socioeconômica inerentes à sua grande população. Por outro lado, apesar de abrigar quase quinto de Maceió, o bairro tem muitos problemas.

Figura 2: Maceió com os principais bairros atendidos pela SANAMA em destaque.

Benedito Bentes e Principais Bairros Atendidos pela SANAMA



Fonte: Autor (2022)

Entre esses problemas, destaca-se o saneamento ainda pouco maturado (Figura 3) em particular nas regiões de grotas, onde é mais difícil de executar obras de rede de esgoto e drenagem e de coletar resíduos sólidos (SILVA, 2011). Uma das consequências disso é uma incidência de doenças (Tabela 1), como dengue e leptospirose que são associadas à falta de drenagem e hepatite, doenças diarreicas agudas e esquistossomose comumente ligadas ao despejo inadequado do esgoto, esta última necessitando do caramujo como hospedeiro.

Tabela 1: Incidência de doenças em Maceió e no bairro do Benedito Bentes

Doença	Incidência de doenças (n/100mil hab)	
	Maceió (n)	Benedito Bentes (n)
Doenças Diarreicas Agudas	304	259
Hepatite A	9,6	5,0
Dengue	227	247
Esquistossomose	4,5	2,6
Leptospirose	5,9	7,5

Fonte: Adaptado da Secretaria Municipal de Saúde (2009)

Figura 3: Esgoto a céu aberto perigosamente perto de ligações de água no Benedito Bentes



Fonte: Silva *et al.* (2011)

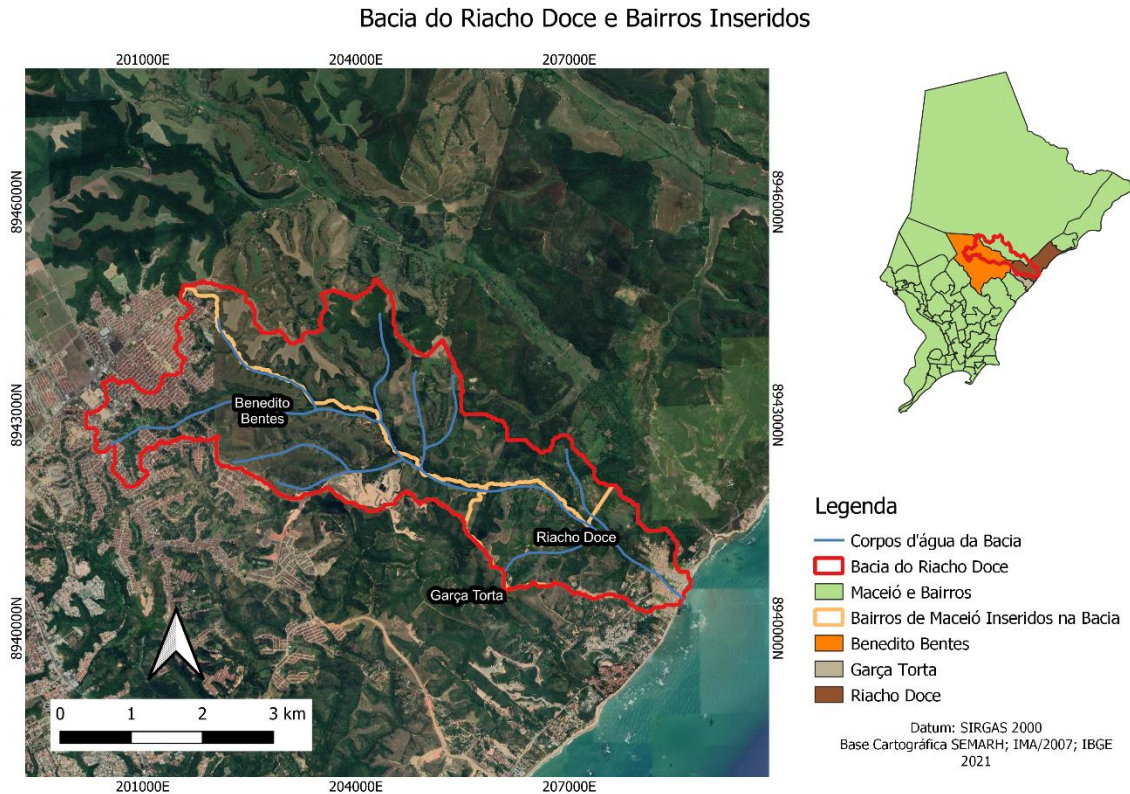
Se tratando dos corpos d'água presentes na região, destaca-se a bacia hidrográfica do Riacho Doce, com uma área de 15,8 km², perímetro de 24,9 km, e comprimento do rio principal de 8,8 km (DA SILVA *et al.*, 2017), englobando parte da zona rural três bairros da cidade de Maceió: Benedito Bentes, uma pequena parte da Garça Torta, e Riacho Doce, onde o riacho desagua no mar, na praia de mesmo nome (Figura 4). A bacia pode ser visualizada na Figura 5.

Figura 4: Riacho Doce próximo da foz



Fonte: Tribuna Hoje (22/04/2019)

Figura 5: Bacia do Riacho Doce e bairros de Maceió inseridos na bacia.



Como é comum nos rios urbanos, em particular no Brasil, o Riacho Doce sofre com lançamentos irregulares de efluente, como noticiados em casos de poluição nas águas do riacho na sua foz (PONTUAL, 2017 e BULGARELLI, 2019). É importante frisar a necessidade do tratamento adequado desses efluentes, e que muitas vezes esses lançamentos são feitos de forma irregular por populações que não tem acesso ao saneamento público.

Maceió é uma cidade que ainda não possui uma rede completa de saneamento, longe disso na verdade: o projeto mais recente foi o executado pela SANEMA que aumentou esta cobertura para 70% da cidade (CASAL, 2018), porém ele foi concluído apenas em meados do atual ano, e a rede ainda está longe de operar em sua plenitude.

Além disso, a cidade conta com uma rede ineficiente de drenagem, com registros desatualizados (NEVES *et al.*, 2007) e tubulações antigas que se encontram num estado de subdimensionamento, dano, obstrução por detritos, com muitas bocas de lobo danificadas e entupidas, e um problema constante de ligações irregulares. São comuns as cenas de ruas alagadas após fortes chuvas, em particular no período da quadra chuvosa, como pode ser visto na Figura 6.

Figura 6: Rua alagada no bairro da Jatiúca após fortes chuvas



Fonte: Acervo do autor (2022)

Outra questão importante de frisar é a divisão dos eixos do saneamento básico entre diferentes entidades na cidade: captação e tratamento de água é pela CASAL, a distribuição da água é feita pela BRK, a destinação do esgoto é feita pela BRK e pela SANAMA/CASAL (a depender do bairro), e a drenagem e coleta de resíduos sólidos é pela prefeitura. Tal situação certamente dificulta a elaboração de um projeto integrado que englobe de forma eficiente essas vertentes.

Em suma, Maceió apresenta uma série de dificuldades estruturais e administrativas relacionadas à ocupação e planejamento do espaço urbano, levando a uma série de problemáticas relacionadas ao saneamento básico e, portanto, é muito difícil que os rios urbanos (entre eles, o Riacho Doce), permaneçam dentro dos parâmetros de suas respectivas resoluções CONAMA nº 357/2005 e CONAMA Nº 430/2011.

Tal problemática é ampliada considerando que existe uma população precarizada e exposta à tais águas poluídas, poluição essa que muitas vezes vem de regiões mais à montante dos riachos, em outras palavras, ao contrário da percepção popular que muitas vezes acaba associando o lançamento de poluentes de forma mais localizada, as águas já chegam poluídas nas regiões onde elas chamam mais atenção.

Por causa dessa visão errônea o poder público acaba tomando medidas de correção apenas nos trechos mais a jusante, medidas essas que acabam tendo um caráter paliativo, sendo

um exemplo disso as quase rotineiras obras do Riacho Salgadinho (NEVES *et al.*, 2007), mas também é um problema que afeta outros corpos d'água em regiões menos favorecidas da cidade.

3.3. QUALIDADE DE ÁGUA E LEGISLAÇÃO

Evidentemente é importante falar sobre os parâmetros de qualidade de água, o que significam, e quais os valores para se considerar um dado corpo d'água adequado.

No que tange à qualidade de água, pode se dizer que o cerne da legislação vigente foi a resolução CONAMA nº 357/2005. Esta resolução criou um sistema de classes pelo qual cada corpo d'água seria enquadrado em função do uso preponderante. Neste sentido, no caso da utilização de sistemas simplificados de água tratamento de água visando consumo humano espera-se um alto padrão de qualidade do manancial de aporte. Os valores dos parâmetros de qualidade para o lançamento de efluentes em corpos de água foram atualizados pela resolução CONAMA nº 430/2011.

Em relação às águas doces, existem cinco classes: especial, I, II, III e IV, já em relação às águas salinas, existem as classes especial, I, II e III, e o mesmo se aplica para águas salobras; evidentemente classes com a mesma numeração não se equivalem em termos de padrão de qualidade, isto é, os padrões da classe II para água doce não são os mesmos para a água salina ou salobra, por exemplo.

Dito isso, a CONAMA 357/2005 define para cada classe uma série de padrões de qualidade e estabelece limites individuais para cada substância em cada classe, e o Art. 8º cita que “O conjunto de parâmetros de qualidade de água selecionado para subsidiar a proposta de enquadramento deverá ser monitorado periodicamente pelo Poder Público.”

Dentre os vários parâmetros usualmente utilizados e apontados nas resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011, pode-se destacar:

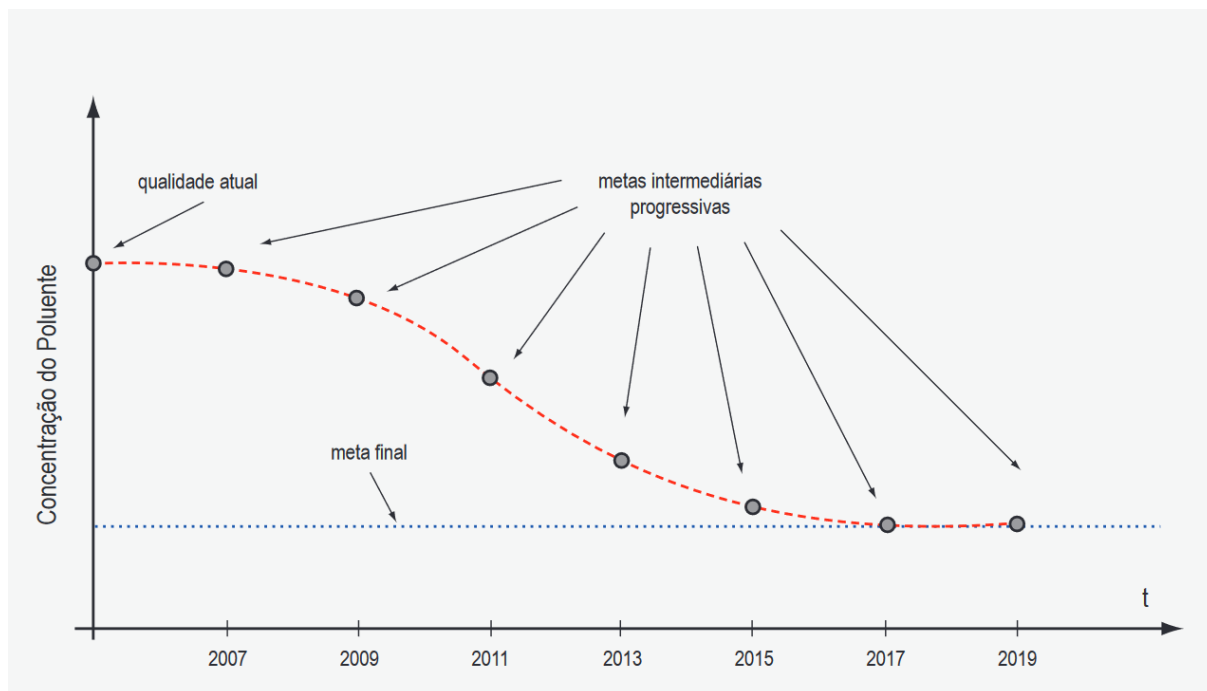
- pH: grandeza adimensional que permite indicar o grau de acidez ou alcalinidade de um determinado material, sua variação pode implicar na sobrevivência ou não de uma série espécies aquáticas, entre outros efeitos indiretos no corpo d'água. A resolução CONAMA nº 357/2005 estipula para mananciais classe 2 uma faixa de 6 a 9 para o pH, já a CONAMA 430/2011 cita como padrão de lançamento o pH na faixa entre 5 e 9.
 - Alcalinidade: capacidade de reagir de uma amostra d'água de reagir com um ácido forte até um dado valor de pH. Na água, a principal forma de manifestação da alcalinidade são os carbonatos e bicarbonatos, indicadores de floração de
-

algas, podendo ser um indicador de eutrofização (CETESB, 2009);

- Oxigênio Dissolvido: a dissolução de oxigênio atmosférico na água. Tal oxigênio dissolve-se em água por causa da diferença de pressão parcial, explicada pela Lei de Henry (CETESB, 2009). O valor de referência pela resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce classe 2 é de no mínimo 5,0 mg/L;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio: quantidade de oxigênio necessária para possibilitar a decomposição de matéria orgânica (BRAGA *et al.*, 2005). O valor de referência pela resolução CONAMA nº 357/2005 para manancial classe 2 é de no máximo 5,0 mg/L. A CONAMA 430/2011 cita como referência de padrão de lançamento 120 mg/L.
- Nitrogênio Amoniacal: de fórmula genérica $NH_3 - N$, são um tóxico nocivo à vida de uma série de diferentes espécies de peixes (CETESB, 2009). Os valores de referência de acordo com a resolução CONAMA nº 357/2005 variam de 3,7 mg.N/mL num pH de até 7,5, até 0,5 mg.N/mL em pH maiores que 8,5, já a CONAMA 430/2011 estabelece como padrão máximo de lançamento 20 mg/L.
- Fósforo: a concentração elevada de fósforo na água pode levar a eutrofização da mesma, uma vez que são um dos nutrientes utilizados pelas algas (CETESB, 2009). O valor de referência na resolução CONAMA nº 357/2005 para mananciais classe 2 é de 0,1 mg.P/L.
- Coliformes Termotolerantes: são as bactérias capazes de fermentar lactose às temperaturas de 44 a 45 ° C. Dentro deste grupo merece destaque a *Escherichia coli*, considerado um dos principais indicadores de contaminação fecal em águas doces (CETESB, 2009). A resolução CONAMA nº 357/2005 indica os valores da resolução CONAMA nº 274/2000 para casos de corpos d'água classe 2 de uso de recreação de contato primário (no máximo 1.000 coliformes termotolerantes ou 800 *E. coli* por 100 mL);

Caso os indicadores estejam fora dos padrões da resolução, o corpo d'água não deixa de ser enquadrado na classe a qual lhe foi atribuído, mas deve-se adotar medidas corretivas para que o manancial atinja as metas finais do enquadramento, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias, obrigatórias, para a sua efetivação (ANA. 2007), como ilustrado na Figura 7.

Figura 7: Gráfico de metas intermediárias progressivas de qualidade da água.



Fonte: ANA, 2007.

De acordo com a Resolução CNRH nº 12/2002, em seu art. 2º “as agências de Água, no âmbito de sua área de atuação, propõem aos respectivos Comitês de Bacia Hidrográfica o enquadramento de corpos de água em classes segundo os usos preponderantes, com base nas respectivas legislações de recursos hídricos e ambiental e segundo os procedimentos dispostos nesta Resolução.” Já a CONAMA nº 357/2005, em seu artigo 42 o cita que Art. 42 que “Enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, as salinas e salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

O Art. 46. da CONAMA 357/2005 cita que o responsável por fontes potencial ou efetivamente poluidoras das águas deve apresentar ao órgão ambiental competente, até o dia 31 de Março de cada ano, declaração de carga poluidora, referente ao ano civil anterior, subscrita pelo administrador principal da empresa e pelo responsável técnico devidamente habilitado, acompanhada da respectiva Anotação de Responsabilidade Técnica.

3.4. O FENÔMENO DA AUTODEPURAÇÃO

3.4.1. Etapas da autodepuração

É bom frisar que existe a possibilidade de recuperação de um corpo d'água por mecanismos naturais, uma vez que, como explicado em Braga *et al.* (2005), um corpo d'água que é poluído por lançamento de matéria orgânica biodegradável sofre o processo de autodepuração: uma recuperação que ocorre por processos físicos, químicos e biológicos naturalmente.

Pode-se dizer que a autodepuração se inicia com a decomposição da matéria orgânica por meio de agentes aeróbios, causando uma redução na concentração de oxigênio presente na água, o processo então pode ser considerado “concluído” após a reaeração do oxigênio consumido, com a água retornando a um estado similar à antes do lançamento da matéria orgânica (BRAGA *et al.*, 2005). Tal processo pode ser entendido como uma sucessão em que o ecossistema sai de suas condições naturais para uma situação de perturbação e então gradativamente retorna ao estado natural, numa sucessão ecológica (VON SPERLING, 1996).

A autodepuração pode ser dividida à grosso modo em dois “movimentos” concomitantes, conforme explicado por Braga *et al.* (2005): a decomposição e a recuperação do oxigênio dissolvido (reaeração), mas antes de adentrar nos detalhes, é importante primeiro explicar o que é DBO.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é a quantidade necessária de oxigênio dissolvido na água para possibilitar a decomposição da matéria orgânica, isto é, o oxigênio a ser consumido pelos decompositores aeróbios durante a decomposição da matéria orgânica, sendo este indicador uma das formas de medir o potencial poluidor de uma determinada substância (BRAGA *et al.*, 2005).

Por exemplo, considerando o padrão experimental de ensaio de cinco dias à uma temperatura de 20°C, denotado como $DBO_{5,20}$, o esgoto doméstico comum tem uma DBO de na faixa dos 300mg/L, enquanto que água pura tem por volta de 9mg/L (BRAGA *et al.*, 2005).

No primeiro “movimento”, a decomposição, a matéria orgânica é consumida pelos microrganismos aeróbios, e o oxigênio presente na água é consumido, e no final do processo a matéria orgânica é considerada estabilizada ou mineralizada, isto é, não possui mais compostos orgânicos biodegradáveis, restando apenas água, gás carbônico e sais minerais. Como adendo, é importante lembrar que quanto maior a temperatura da água, mais rápido esse processo.

Já o segundo “movimento”, a reaeração ocorre de duas formas: pelo contato com atmosfera, mais comum em águas turbulentas, e a fotossíntese. Este processo ocorre após os organismos decompositores consumirem a matéria orgânica biodegradável e morrerem, assim o consumo de oxigênio será menor que a capacidade de reaeração do rio, dito isso, é importante frisar que estas duas etapas ocorrem concomitantemente ao longo do corpo d’água, em outras palavras, à medida que a DBO vai diminuindo, o oxigênio dissolvido retorna. (BRAGA *et al.*, 2005).

Por outro lado, se a quantidade de matéria orgânica for demasiada elevada, pode ocorrer o consumo total do oxigênio, o que vai dar espaço para a decomposição da matéria orgânica biodegradável por microrganismos anaeróbios, resultando como subprodutos substâncias como metano e gás sulfídrico, gerando um aspecto visual e odor desagradáveis, característicos de corpos d’água muito poluídos, e afetando a biodiversidade no trecho prejudicado. Além disso, essa decomposição não é completa e não substitui o processo aeróbio (BRAGA *et al.*, 2005).

Em função disso, é importante que se exista um controle da quantidade e qualidade do efluente sendo lançado em um corpo d’água, afim de poder quantificar e o fenômeno da autodepuração e potencializar a capacidade de assimilação dos rios, respeitando seus limites naturais de recuperação (VON SPERLING, 2005).

3.4.2. Zonas de autodepuração

Considerando o caráter dinâmico da autodepuração, é possível dividir o processo em zonas características ao longo do curso do corpo d’água, conforme explicado por Von Sperling (2005):

- **Zona de anterior ao lançamento de matéria orgânica:** região geralmente de águas limpas, com alta concentração de oxigênio dissolvido e vida aquática superior (supondo que não haja poluição anterior), pode ser entendida como não constituinte do processo de autodepuração em si;
 - **Zona de degradação:** à jusante do ponto de lançamento do poluente, com diminuição do oxigênio dissolvido, sedimentação de material sólido, e menor biodiversidade superior, porém aumento na quantidade de bactérias;
 - **Zona de decomposição ativa:** região onde a concentração de oxigênio dissolvido atinge seu valor mínimo (ou até zero), com redução generalizada na quantidade de organismos aeróbicos;
-

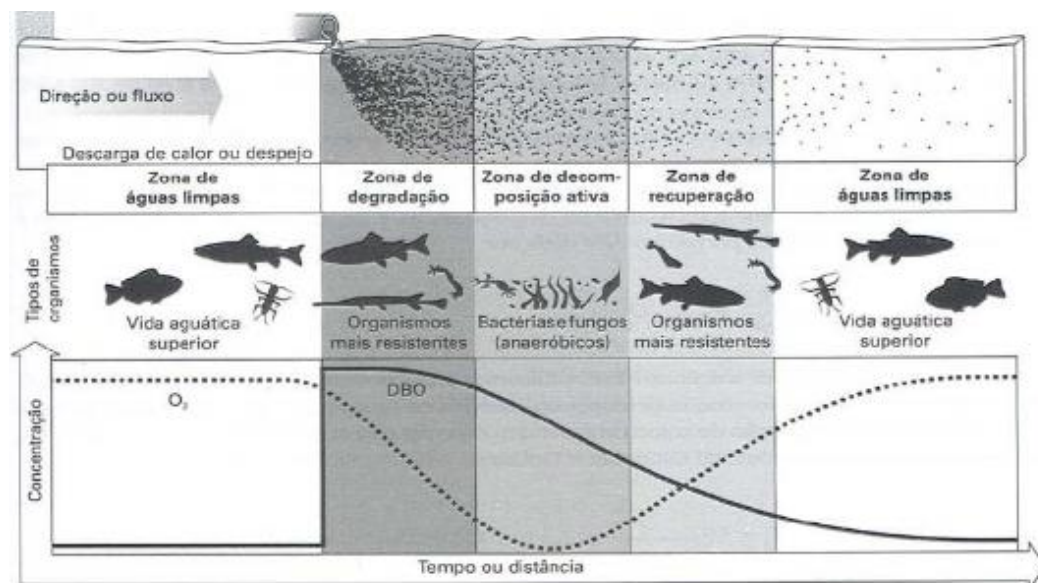
- **Zona de recuperação:** onde a reoxigenação começa a sobressair a desoxigenação, com a concentração de oxigênio dissolvido começando a aumentar e com retorno da vida aeróbia, marcada por uma tendência de proliferação de algas;
- **Zona de águas limpas:** região onde os níveis de oxigênio dissolvido e DBO e organismos aeróbios retornam à valores aceitáveis, porém não necessariamente significa a finalidade dos organismos patogênicos.

3.4.3. Modelação do fenômeno de autodepuração

Um dos primeiros modelos matemáticos no ramo da qualidade de água foi o modelo de Streeter-Phelps demonstrado em 1925, que visa prever a perda de oxigênio dissolvido por causa de poluição por matéria orgânica biodegradável.

O princípio básico do modelo é representar tal fenômeno por meio de uma reação de primeira ordem, na qual a redução da matéria orgânica (DBO) é proporcional à sua concentração num determinado instante de tempo ou distância (STREETER, 1925), o que permite a implementação de tal modelo em função da extensão do corpo d'água em análise, nas diferentes zonas de autodepuração, como ilustrado na Figura 8.

Figura 8: Zonas de autodepuração



Fonte: Braga *et al.* (2005)

A variação da concentração de OD ao longo do curso de um dado corpo d'água proposta por Streeter-Phelps é representada pelas equações 1 e 2.

$$O_D = C_s - \left[\frac{K_1 \times L_0}{K_2 - K_1} \times (e^{-K_1 \times t} - e^{-K_2 \times t}) + (C_s - C_0) \times e^{-K_2 \times t} \right] \quad (\text{eq. 1})$$

$$D_t = \frac{K_1 \times L_0}{K_2 - K_1} \times (e^{-K_1 \times t} - e^{-K_2 \times t}) + D_0 \times e^{-K_2 \times t} \quad (\text{eq. 2})$$

Com K_1 a constante de desoxigenação (a depender do tipo de efluente), K_2 a constante de reoxigenação do corpo d'água (depende da turbulência do meio). D_t e O_D denotam a DBO e o déficit de oxigênio, com o t significado um dado instante e o 0 o instante inicial.

Para deixar a formulação em função da distância percorrida, basta lembrar que uma dada distância x é dada por $x = t \times U$, sendo U a velocidade média do rio.

A literatura é bastante rica no que se trata de estudos relacionados a autodepuração de corpos d'água, o que será de utilidade como parâmetros de comparação com o estudo realizado.

No que tange o comportamento de lançamento de efluente de ETE, o trabalho conduzido por Rosário e Fernandes (2018) concluiu que, em relação a ETE Volta Grande IV que despeja seu efluente no rio Paraíba, o rio não está em condições de receber tal lançamento, uma vez que seus indicadores de DBO (16,0 mg/L) já se encontram fora dos indicados pelas resoluções da CONAMA, e que o impacto imediato do lançamento do efluente da ETE possa trazer a concentração de OD na mistura de 6,8 mg/L, foi verificado que mesmo após 10 quilômetros o lançamento do efluente tratado na ETE os valores não retornam ao exigido pela CONAMA, chegando a mínimo de 2,96 mg/L, apontando necessidade de melhora dos processos de tratamento da ETE.

Em contrapartida, Almeida *et al.* (2021) estudou o comportamento do córrego Pernada na cidade de Paraíso do Tocantins, que recebe o efluente tratado na ETE municipal. O trabalho chegou à conclusão que o corpo d'água apresentou alta capacidade de retenção de OD, com concentração acima dos 6,0 mg/L ao longo do período analisado. Já o estudo de DBO apontou maior variabilidade, as concentrações giraram entre menos que 4,0 mg/L até aproximadamente 7,0 mg/L, a depender da época do ano analisada, apontando um cenário mais positivo que o anterior, porém ainda com espaço para melhoras.

3.5. A ETE BENEDITO BENTES

Em 1991 a CASAL construiu um Plano Diretor o sistema de esgotamento sanitário para Maceió, que previa o encaminhamento dos esgotos sanitários até o emissário submarino, com exceção dos esgotos do Benedito Bentes possuía um sistema independente de esgotamento e tratamento por lagoa aeradas (Figura 9) com lançamento do efluente tratado na bacia do Riacho Doce.

Figura 9: Lagoas aeradas do Benedito Bentes



Fonte: CASAL (sem data)

Em 2012 a CASAL redesenhou o sistema de esgotamento sanitário de Maceió visando atingir a universalização dos serviços saneamento, e baseada em novos conceitos de investimento, elaborou uma Parceria Público Privada (PPP) para modernização do sistema de esgotamento sanitário do Bendito Bentes, ampliando-o para atender outros bairros adjacentes de forma a atender uma população de 160 mil habitantes, substituindo o sistema de tratamento pela tecnologia MBBR (Moving Bed Biofilm Reactors) com capacidade de tratar 360 L/s.

De acordo com Odegaard *et al.* (1994) os primeiros estudos acerca uma nova tecnologia de tratamento de esgoto em Reator de Biofilme com Leito Móvel (MBBR) em 1992 quando se lançaram biomédias em duas estações de tratamento de esgoto (ETE) no intuito de avaliar a ampliação da capacidade de estações já existentes, obtendo resultados satisfatórios.

O MBBR é, por assim dizer, uma variante do processo de lodos ativados (Figura 10), um sistema de tratamento de efluentes cujo princípio é o emprego de biomassa suspensa: a matéria orgânica vai para um reator que contém uma massa bacteriana de caráter aeróbio suspensa, que então irá consumir o material biodegradável. Os níveis de aeração da água são mantidos artificialmente aeradores mecânicos. O produto dos reatores é então destinado a um tanque de decantação, onde parte do lodo sedimentado é lançada de volta no reator, e a outra parte é removida (OLIVEIRA, 2008).

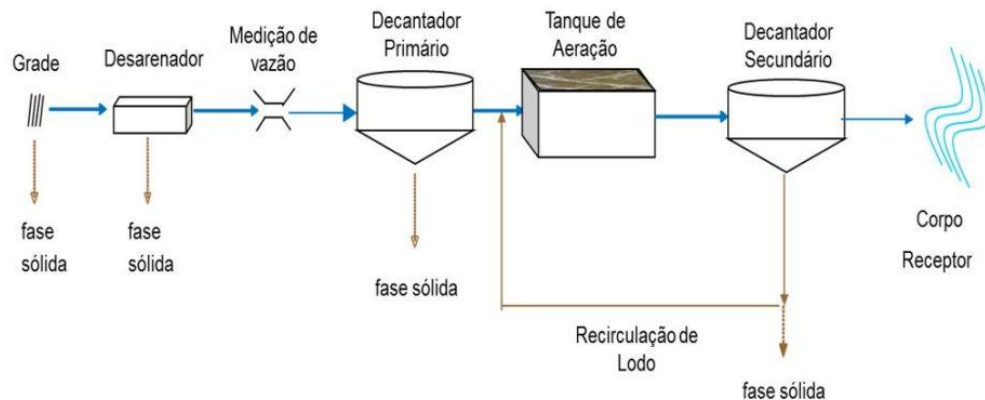
É possível fazer uma analogia deste processo com a autodepuração explicada anteriormente, porém num ambiente muito mais controlado, com o intuito de maximizar um fenômeno natural por meios artificiais.

O diferencial do MBBR é o acréscimo de meios suportes compostos de material plástico

de baixa densidade, entre $0,92\text{g/cm}^3$ e $0,98\text{g/cm}^3$ (ZILLI, 2013), as chamadas biomédias (Figura 11), que são mantidas não apenas em suspensão, como também são agitadas pelos sistemas de aeração e/ou mistura do reator, no intuito de aumentar a locomobilidade.

As biomédias provêm acréscimo de área de contato com a massa líquida em suspensão, servindo de superfície de adesão para bactérias, com as próprias forças cisalhantes causadas pela turbulência da água garantindo o desprendimento da biomassa nos meios suportes. (OLIVEIRA, 2008).

Figura 10: Esquema representativo do tratamento por lodo ativado



Fonte: Portal Tratamento de Água (2019).

Em outras palavras, a utilização de biomédias permite um aumento do “volume útil” do reator por meio de um aumento da área de contato, o que permite maior biomassa em uma comunidade microbiana com maior diversidade quando comparada a um reator tradicional.

Figura 11: Biomédias para reator do tipo MBBR



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Em termos práticos isso significa duas coisas: a primeira, que caso seja feita a adaptação de um reator já existente para esse novo formato, será obtido um melhor “aproveitamento” do volume, conforme visto em Odegaard *et al.* (1994), e segundo, que no projeto de implantação de uma nova ETE, será possível realizar tratar volumes grandes de efluente ocupando um espaço físico relativamente menor que uma ETE de lodos ativados tradicional, o que pode ser interessante pois abre um leque de opções maior de locação para uma obra de tal natureza.

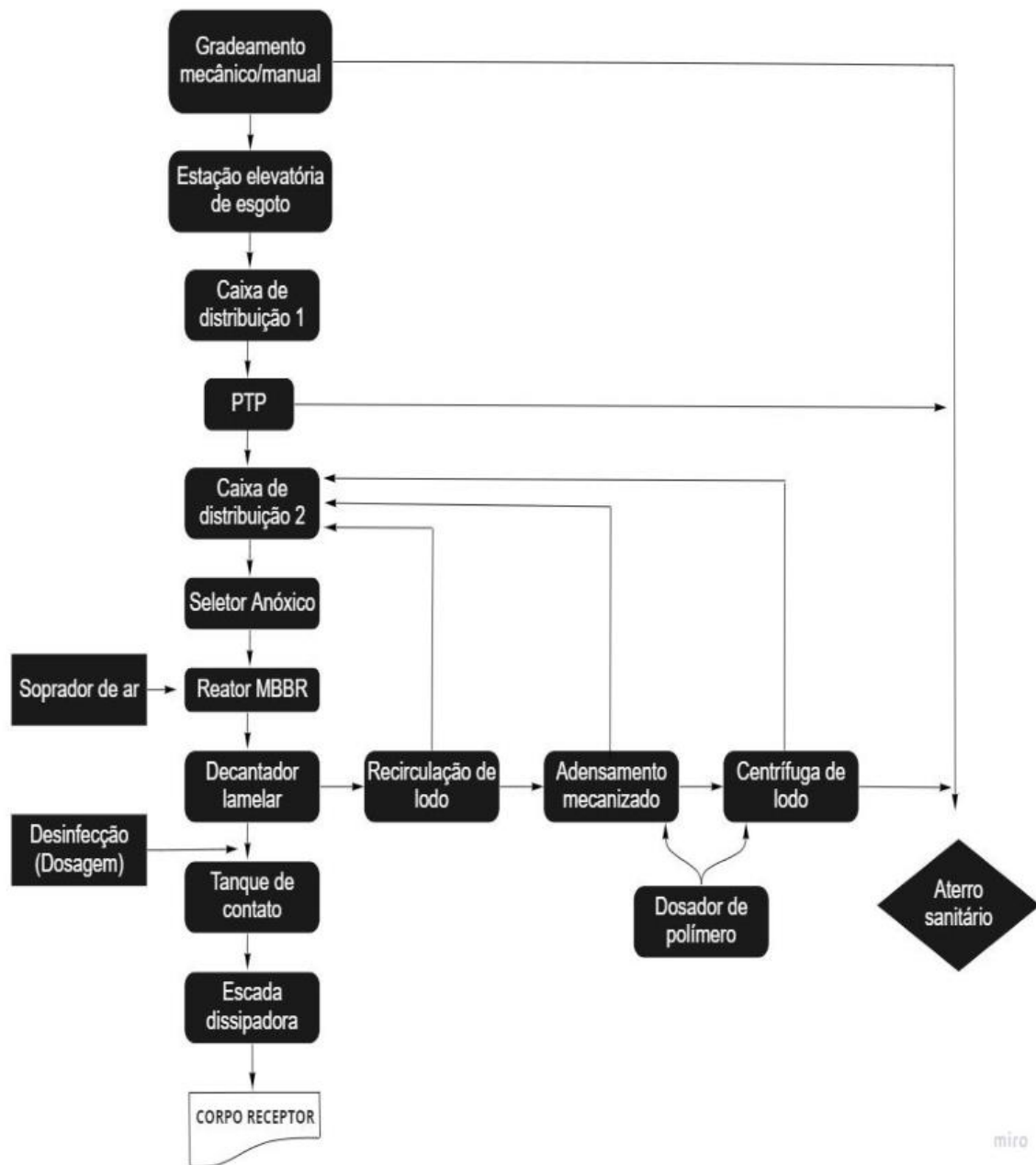
No que se trata o restante do funcionamento de uma ETE neste padrão, os elementos são análogos a uma ETE de lodos ativados tradicional ainda é necessário a existência de um pré-tratamento preliminar que pode ser realizado por meio de gradeamento para a retenção dos sólidos grosseiros e areia, seguido da possibilidade um reator anóxico para o tratamento de nitrogênio, os reatores com biomédias, os decantadores para a separação da fase sólida (lodo) e fase líquida (água), sendo que esta fase sólida é tratada e recirculada de volta aos decantadores até um ponto onde precisa ser descartada de forma adequada (aterro sanitário), enquanto que a fase líquida segue para um tanque de contato onde é feita a desinfecção e finalmente a água é tratada é lançada apropriadamente no corpo receptor (VON SPERLING, 1996).

É dentro deste contexto que entra a ETE Benedito Bentes, atualmente em operação na cidade de Maceió, capital de Alagoas, a primeira do tipo no estado (inaugurada em 2019), e a ETE Caçadores no bairro da Pitanguinha, a segunda desse tipo (inaugurada em 2022), estão entre as pioneiras no Brasil, na vanguarda de um processo de expansão do MBBR em território nacional, exemplificando bem como esta tecnologia ajuda na setorização do tratamento de efluentes, uma vez que a ETE Benedito Bentes pôde ser implantada em um terreno relativamente pequeno e de certa complexidade topográfica, substituindo uma antiga ETE de lagoas aeradas. A Figura 12 mostra o fluxograma da ETE Caçadores, muito similar à ETE Benedito Bentes.

Na ETE do Bendito Bentes o esgoto bruto passa uma Parshall dotada de medidor ultrassônico de nível para medição de vazão, chegando no sistema de gradeamento da elevatória de esgoto, de onde é recalcado para uma caixa de distribuição do pré-tratamento primário. De lá vai para uma segunda caixa de distribuição que alimenta duas linhas de tratamento, composto por reator anoxicos e reator MBBR (Figura 13).

O efluente dessas duas linhas de tratamento segue para um decantador circular. O efluente decantado é encaminhado ao tanque de contato para desinfecção por meio da aplicação por hipoclorito de sódio, e depois descartado no corpo de água receptor, o riacho Grota da Alegria, um afluente do Riacho Doce.

Figura 12: Fluxograma da ETE Caçadores.



Fonte: SANEMA (2021)

Parte do lodo sedimentado no decantador é recirculado para a segunda caixa de distribuição para manter a biomassa ativa dos reatores biológicos, e parte é levado para a desidratação por meio de adensadores mecânicos seguidos de centrifugas. A água extraída do lodo desidratado é recirculada para a segunda caixa de distribuição e o lodo desidratado é destinado a um container para ser levado ao aterro sanitário.

Figura 13: Um dos reatores da ETE Benedito Bentes, com biomédias à mostra



Fonte: SANAMA (sem data)

A tecnologia aeróbia empregando MBBR tem sido largamente estudada e empregada no tratamento de diferentes tipos de resíduos. Phanwilai *et al.* (2020) estudou quatro ETES, sendo delas duas MBBR (Saga, Japão e South Adams County nos EUA) e duas IFAS, um padrão de ETE que atua de forma similar às MBBRs no sentido que atuam como uma “atualização” das ETES de lodo ativado, porém aborda o leito de mídias de forma diferente (Fukuoka no Japão e Broomfield nos EUA), percebendo uma eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ variando de 96,8 a 98,8% entre as ETES, e uma eficiência variando entre 72,8 e 98,2% de nitrogênio amoniacal. No Brasil, Teran *et al.* (2019) realizou um estudo avaliando o impacto que a implantação do MBBR em uma ETE mais antiga em Quirinópolis, Goiás poderia trazer, observando eficiências de remoção de $DBO_{5,20}$ entre 85 e 98% e de fósforo de 78%.

Além disso, o MBBR não é apenas utilizado no tratamento de esgoto doméstico, como demonstrado por Peitz e Xavier (2020) em análise de uma estação de tratamento de efluente de celulose nas proximidades de Curitiba, demonstrando uma eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$

entre 81,9% e 88,88%, e também visto em Shokoohi *et al.* (2017) que fez experimentos laboratoriais em escala utilizando o MBBR para tratar efluentes de um hospital em Hamedan, Irã, obtendo eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ de 97,8%.

Os valores obtidos na literatura são resumidos na Tabela 2 para comparação.

Tabela 2: Eficiência de Remoção de Indicadores em diferentes ETEs pelo mundo.

LOCAL	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)		
	$\text{DBO}_{5,20}$	N-AMONIAL	FÓSFORO
Saga	96,8	85,7	-
South Adams County	98,8	82,7	-
Fukuoka (IFAS)	98,5	72,8	-
Broomfield (IFAS)	98,8	98,2	-
Quirinópolis, Goiás	85 – 98	-	78
Curitiba, Paraná	81,98 – 88,88	-	-
Hamedan, Irã	97,8	-	-

Fonte: Autor (2022)

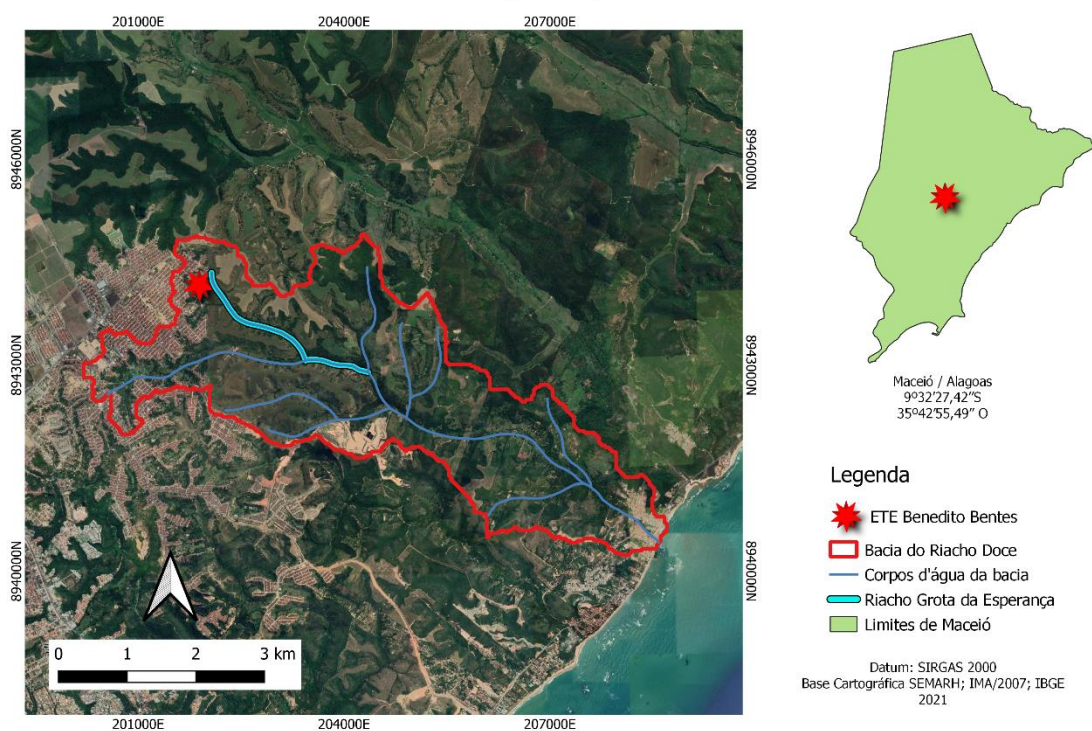
4. METODOLOGIA

4.1. ÁREA DE ESTUDO

O objeto de estudo deste trabalho foi a bacia do Riacho Doce, em particular o afluente do riacho principal conhecido como Riacho Grota da Esperança, com ênfase na relação em que ele tem com o lançamento de efluentes tratados pela ETE Benedito Bentes que fica no bairro do Benedito Bentes em Maceió, nas coordenadas 9°32'27,42''S e 35°42'55,49'' (Figura 14).

Figura 14: Localização da ETE Benedito Bentes e seu corpo receptor

ETE Benedito Bentes e Corpo Receptor na Bacia do Riacho Doce



Fonte: Autor (2022)

A execução da obra da ETE foi realizada no contexto de uma parceria público privada realizada entre a SANAMA-Saneamento Alta Maceió S/A e a Companhia de Saneamento de Alagoas (CASAL), objetivando a implantação de uma nova ETE em substituição as antigas lagoas aeradas do Bendito Bentes, e a ampliação da rede coletora nos seguintes bairros da capital alagoana: Benedito Bentes, Salvador Lyra, Santa Lúcia, Dubeaux Leão, José Maria de Melo, Tabuleiro dos Martins, Cidade Universitária, Santos Dumont, além de partes do Clima Bom e do Antares.

A nova ETE visa tratar o esgoto desses bairros através do método MBBR, uma variação mais recente do método de lodos ativados, com flexibilidade de operar precedidos, ou não, de reatores anóxicos, visando a desnitrificação.

4.2. DELINEAMENTO METODOLÓGICO

Como o lançamento do efluente tratado será no riacho da Grota da Esperança (Figura 14) busca-se estudar e entender o tipo de impacto que isso pode causar no riacho, em função da eficiência calculada da ETE.

Dito isso, é importante analisar as nuances que vão cercar os elementos sob análise, partindo tanto por um lado teórico, a partir de consulta e estudo na literatura, como também por processos práticos a partir de coleta e análise de amostras, com foco na caracterização do efluente bruto e tratado na ETE, avaliação da eficiência da ETE, análise quali/quantitativa do corpo de água receptor, e modelação do fenômeno de autodepuração do corpo de água.

4.2.1. Caracterização do efluente bruto e tratado

É importante analisar o efluente a ser tratado na ETE, isto é, fazer todo um processo de coleta e caracterização do esgoto bruto (que a estação recebe) e o tratado (o que a estação lança). Dito isso, tanto a SANAMA quanto o LSA (Laboratório de Saneamento Ambiental do CTEC/UFAL) vêm fazendo, por meio de convênio entre UFAL x CASAL/SANAMA para o monitoramento do COVID-19 nos esgotos da cidade de Maceió, coleta e análise qualitativas mensais desses efluentes.

Assim, a caracterização desses efluentes foi feita por meio de dados secundários fornecidos pela CASAL/SANAMA, e pelo LSA/CTEC/UFAL, utilizando os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, DBO_{5,20}, OD, N-amoniaco, fósforo, termotolerantes (*E. coli*), em dois pontos da ETE: etapa inicial (P1) e final do tratamento (P2).

A Tabela 3 apresenta o período em que foram coletados os dados fornecidos pela SANAMA/CASAL.

Tabela 3: Período de coleta de dados

PARÂMETRO	PARÂMETRO	PERÍODO
Químicos	pH, alcalinidade, DBO _{5,20} , OD, N-amoniaco, fósforo.	01/2020 a 05/2022
Bacteriológicos	E.Coli	

Fonte: Autor (2022)

De acordo com os relatórios da SANAMA utilizados como base de dados para o estudo, as coletas foram realizadas majoritariamente do meio pro fim do período da tarde.

Para os dados levantados foi aplicado um tratamento estatístico simples de cálculo de média e desvio padrão para o período estudado, e os dados mensais foram plotados em gráficos temporais para análise de sua variação ao longo do tempo.

Os dados do efluente bruto foram classificados em forte, médio ou fraco de acordo com os valores propostos por Metcalf e Eddy (2016), em relação aos parâmetros avaliados, apresentados na Tabela 4. Já os dados do efluente tratado foram comparados com os padrões de lançamento citados pela resolução do CONAMA no. 430/2011.

Tabela 4: Variação da concentração dos esgotos brutos

Constituinte	Unidade	Concentração		
		Baixa	Média	Alta
DBO _{5,20}	mg/L	133	200	400
N-Amoniacal	mg/L	14	20	41
Fósforo (total como P)	mg/L	3,7	5,6	11
<i>E. Coli</i>	NMP/100 mL	10 ³ – 10 ⁵	10 ⁴ – 10 ⁶	10 ⁵ – 10 ⁸

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

4.2.2. Avaliação da eficiência da ETE

Para avaliação da eficiência da ETE inicialmente foi calculada, a partir dos dados do efluente bruto e do efluente tratado levantados, tanto para o período global quanto para as médias mensais, em relação a remoção de matéria orgânica medida como DBO_{5,20}, N-amoniacal e fósforo e *E. Coli*, ao longo do período de janeiro de 2020 a maio de 2022, utilizando a equação 3.

$$Eficiência = 100 \times \frac{(P_a - P_e)}{P_a} \quad (\text{eq. 3})$$

Onde: P_a = Parâmetro efluente bruto (DBO, N-amoniacal, fósforo e *E. Coli*), mg/L

P_e = Parâmetro efluente tratado (DBO, N-amoniacal, fósforo e *E. Coli*), mg/L

Os dados de eficiência foram comparados com dados da literatura de tratamento de esgotos utilizando MBBR (Tabela 2) e da resolução CONAMA nº 430/2011.

4.2.3. Análise das características da água do corpo receptor

Além da qualidade dos efluentes bruto e tratado, é evidente que é necessário fazer uma avaliação de uma série de parâmetros para a interpretação da qualidade da água do corpo receptor, considerando o que está dentro e fora dos padrões legislativos.

A SANAMA/CASAL, em função do empreendimento vem realizando campanhas de

coleta de amostras para análise de qualidade de água do riacho Grota da Alegria, no ponto de lançamento do efluente tratado. Já o LSA (Laboratório de Saneamento Ambiental do CTEC/UFAL), vem fazendo, por meio de convênio entre UFAL e CASAL/SANAMA para o monitoramento do COVID-19 nos esgotos da cidade de Maceió, análise qualitativa e quantitativa do corpo d'água no ponto de lançamento do efluente tratado.

Para análise qualitativa foram utilizados os seguintes parâmetros químicos e bacteriológicos do riacho: DBO_{5,20}, OD, pH, coliformes termotolerantes e *E. Coli*. Tais parâmetros foram escolhidos porque representam, em linhas gerais, um panorama que permite um entendimento mais abrangente do estado de um dado corpo d'água, sem adentrar demais em todas as nuances que tal análise implicaria em sua completude. Como dados quantitativos foi feito o levantamento da vazão, velocidade e profundidade do ponto de lançamento.

A Tabela 5 apresenta o período em que foram coletados os dados fornecidos pela SANAMA/CASAL e LSA/CTEC/UFAL.

Tabela 5: Período de coleta de dados do riacho Grota da Alegria.

PARAMETRO		SANAMA/CASAL	LSA/CTEC/UFAL
Qualitativos	pH, DBO _{5,20} , OD.	01/2020 a 05/2022	-
	<i>E. Coli</i>		
Quantitativos	Vazão, velocidade, profundidade	-	11/2021 a 05/2022

Fonte: Autor (2022).

É importante frisar que os relatórios da SANAMA, utilizados como base de dados apontam tais valores para o receptor como coletados à jusante do ponto de lançamento, porém, foi observado pela equipe do LSA/CTEC/UFAL que tais coletas eram realizadas em momentos nos quais o lançamento do efluente não ocorria, isto é, os valores indicados representam o riacho em sua situação “normal”, sem a influência do lançamento de efluente tratado.

Para os dados levantados foi aplicado um tratamento estatístico simples de cálculo de média e desvio padrão para o período estudado, e os dados mensais foram plotados em gráficos temporais para análise de sua variação ao longo do tempo.

Os resultados obtidos foram comparados com os valores de referência da resolução CONAMA nº357/2005.

4.2.4. Análise do fenômeno de autodepuração aplicadas ao riacho

Para análise do fenômeno de autodepuração foi utilizado o modelo de Streeter-Phelps, conforme apresentado em Streeter (1925), escolhido por ser um dos mais tradicionalmente

utilizados na representação do fenômeno da autodepuração, facilitando o futuro acesso à literatura acerca do fenômeno e sua quantização e verificação por meios matemáticos.

Um fator importante de elucidar é que, considerando a variabilidade da vazão ao longo do ano uma vez que existem épocas mais chuvosas e mais secas, a análise torna-se mais abrangente quando é abordada em função dessa sazonalidade, isto é, além de fazer uma síntese generalizada dos dados com a vazão média do riacho, também é importante fazer uma análise similar com a vazão mínima (época seca, de Setembro a Março) e vazão máxima (época chuvosa, de Abril a Agosto).

Para aplicação do modelo foram utilizados os dados do corpo receptor levantados do pela LSA/CTEC/UFAL do período de novembro de 2021 a maio de 2022 (Tabela 6) em conjunto com os dados fornecidos pela SANAMA/CASAL.

Tabela 6: Dados utilizados para autodepuração

Efluente tratado		Água do riacho	
Parâmetro	Fonte	Parâmetro	Fonte
Vazão	Levantamento de campo	Vazão	Levantamento de campo
OD	Levantamento de campo	OD	Levantamento de campo
DBO _{5,20}	Levantamento de campo	DBO _{5,20}	Levantamento de campo
Temperatura	Levantamento de campo	Temperatura	Levantamento de campo
K1	Literatura	K2	Literatura
		OD saturação	Literatura em função da cota e da temperatura
		Profundidade	Levantamento de campo

Fonte: Autor (2022)

As constantes de desoxigenação K_1 e reoxigenação K_2 vistas no modelo matemático foram calculadas a partir das seguintes equações:

$$K_1 = \frac{k_1 \times 1,047^{Temp-20}}{86400} \quad (\text{eq. 4})$$

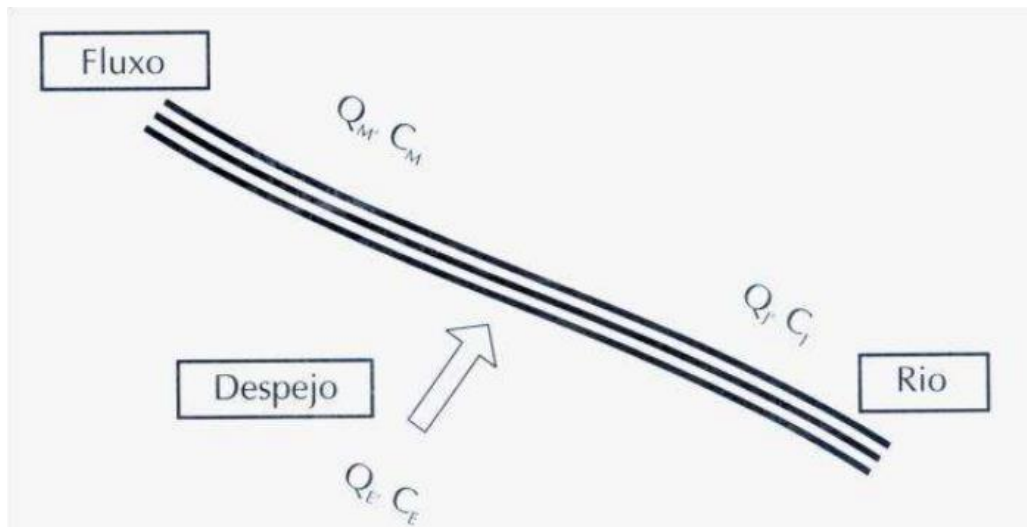
$$K_2 = \frac{5,3 \times Velocidade^{0,67} \times Profundidade^{-1,85}}{86400} \times 1,024^{Temp-20} \quad (\text{eq. 5})$$

Outra equação importante que foi utilizada foi a da diluição do efluente no corpo de água, que é obtida quando se aplica a equação de continuidade em um volume de controle desprezível e partindo do pressuposto de que ocorrerá uma mistura completa de poluente na seção transversal no local do despejo do efluente, como mostra a Equação 6.

$$C_j = \frac{Q_M C_M + Q_E C_E}{Q_E + Q_M} \quad (\text{eq. 6})$$

Sendo C_M, C_E, C_J as concentrações à montante, do efluente e à jusante, e Q_M, Q_E as vazões à montante e do efluente, como ilustrado na Figura 15. Assim será possível obter os coeficientes de diluição dos nutrientes.

Figura 15: Processo de diluição do efluente lançado no rio



Fonte: Braga *et al.* (2005)

Finalmente, o modelo de Streeter-Phelps (e todos os cálculos de coeficientes e concentrações de mistura) foi implementado em linguagem Python para calcular os valores de $\text{DBO}_{5,20}$ e Oxigênio Dissolvido variando ao longo do riacho após o ponto de lançamento do efluente e elaborar os gráficos da variação espacial, mostrando em que distância do ponto de lançamento os valores desses parâmetros se adequam conforme a legislação vigente.

A decisão de implementar o modelo em forma de algoritmo computacional se deu pois dessa forma pode-se automatizar todos os cálculos e elaboração de gráficos, incluindo a estimativa de quais distâncias serão necessárias para os indicadores do riacho entrarem em conformidade com as resoluções da CONAMA para sua respectiva classe, o que agiliza a análise dos dados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO E TRATADO

A partir da análise dos dados, primeiro realizou-se a comparação entre os valores médios no período estudado, entre o esgoto bruto e tratado na ETE que é lançado ao corpo receptor, os quais estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Caracterização do Efluente na ETE da SANAMA

PARÂMETROS	UNIDADE	BRUTO	TRATADO
pH	-	$7,09 \pm 0,43$	$7,32 \pm 0,33$
Alcalinidade (Bicarbonatos)	mg/L	$235,24 \pm 58,19$	$178,28 \pm 78,01$
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	$43,40 \pm 15,18$	$32,16 \pm 15,94$
Fósforo	mg/L	$6,94 \pm 2,34$	$5,05 \pm 2,03$
Oxigênio Dissolvido	mg/L	0	$4,46 \pm 0,96$
DBO _{5,20}	mg/L	$280,16 \pm 117,90$	$13,93 \pm 14,94$
<i>E. Coli</i>	NMP/100 mL	$2.064.200 \pm 784.366$	723 ± 1.249

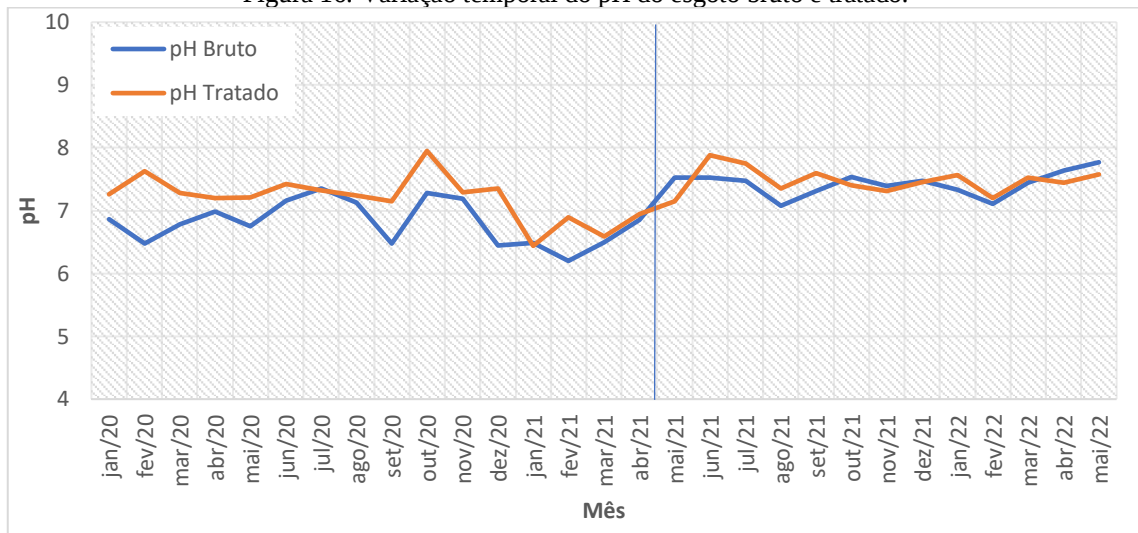
Fonte: Adaptado dos acervos da SANAMA e do LSA/CTEC/UFAL (2022).

Verifica-se que tanto o pH do esgoto bruto quanto do tratado são próximos a neutralidade ($7,09 \pm 0,43$ para o esgoto bruto e $7,32 \pm 0,33$ para o esgoto tratado), mas que ocorre uma redução da alcalinidade certamente devido a provável ocorrência do processo de nitrificação que consome alcalinidade ($235,24 \pm 58,19$ mg/L para o esgoto bruto e $178,28 \pm 78,01$ mg/L para o esgoto tratado), do processo MBBR. Esse provável processo de nitrificação no reator MBBR pode ser comprovada pela redução da concentração de N-amoniaco verificada entre o esgoto bruto ($43,40 \pm 15,18$ mg/L) e esgoto tratado ($32,16 \pm 15,94$ mg/L). Esse valor médio de N-amoniaco no esgoto bruto o caracteriza como típico e esgoto de concentração forte.

A Figura 16 até Figura 18 ilustram a variação temporal do pH, alcalinidade e N-amoniaco ao longo do período estudado. Esses gráficos indicam que a partir de junho/21 os valores de pH passaram a apresentar menor variação com aparente tendência de redução do pH tratado em relação ao bruto, devido ao consumo da alcalinidade também mais evidente a partir de maio/21 e maior remoção de N-amoniaco, indicando um possível início da consolidação do processo de nitrificação no sistema.

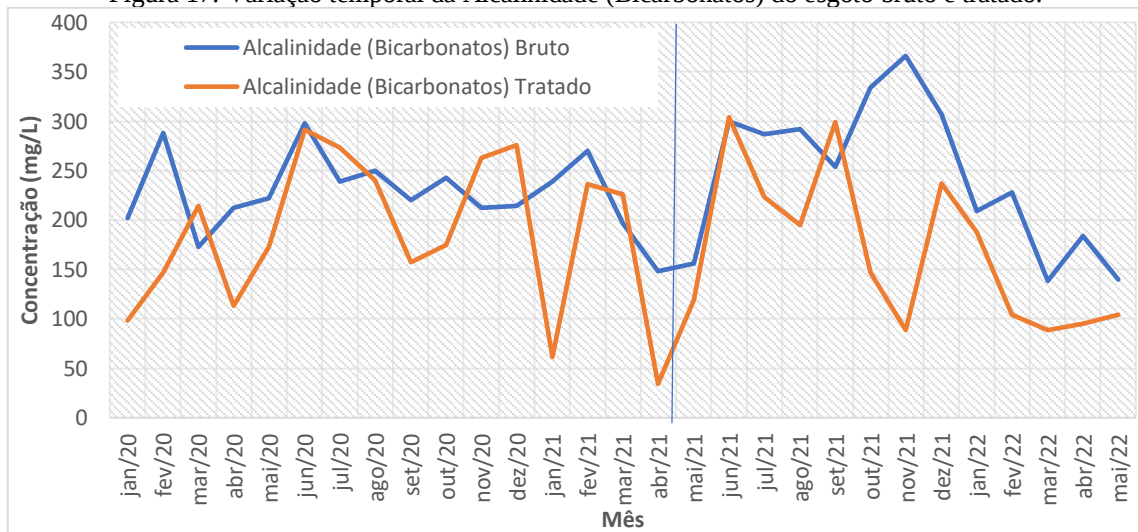
Já a Figura 19 até Figura 21 ilustram a variação temporal das concentrações mensais de fósforo, DBO_{5,20} e OD, do esgoto bruto e tratado, ao longo do período estudado.

Figura 16: Variação temporal do pH do esgoto bruto e tratado.



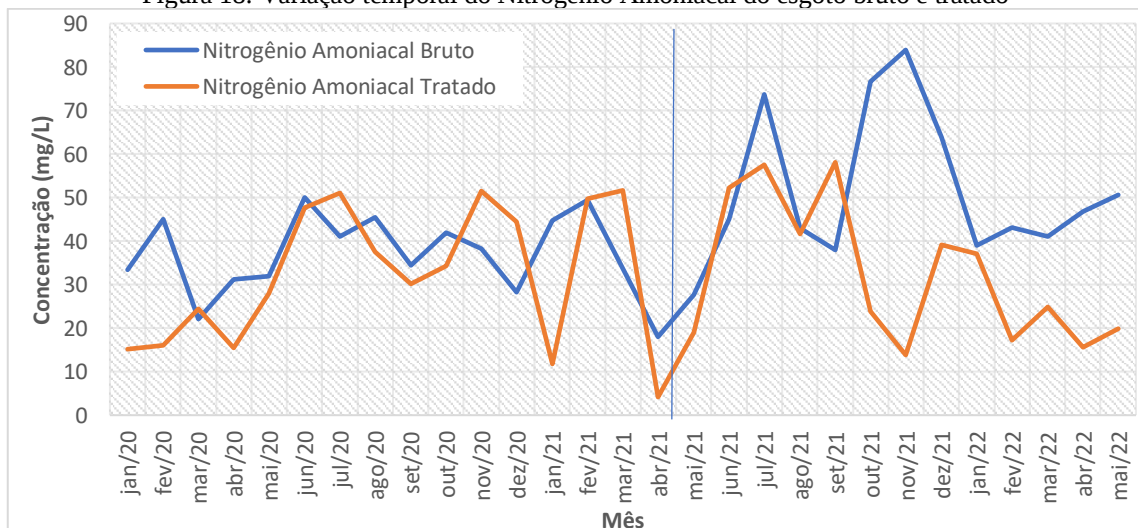
Fonte: Autor (2022)

Figura 17: Variação temporal da Alcalinidade (Bicarbonatos) do esgoto bruto e tratado.



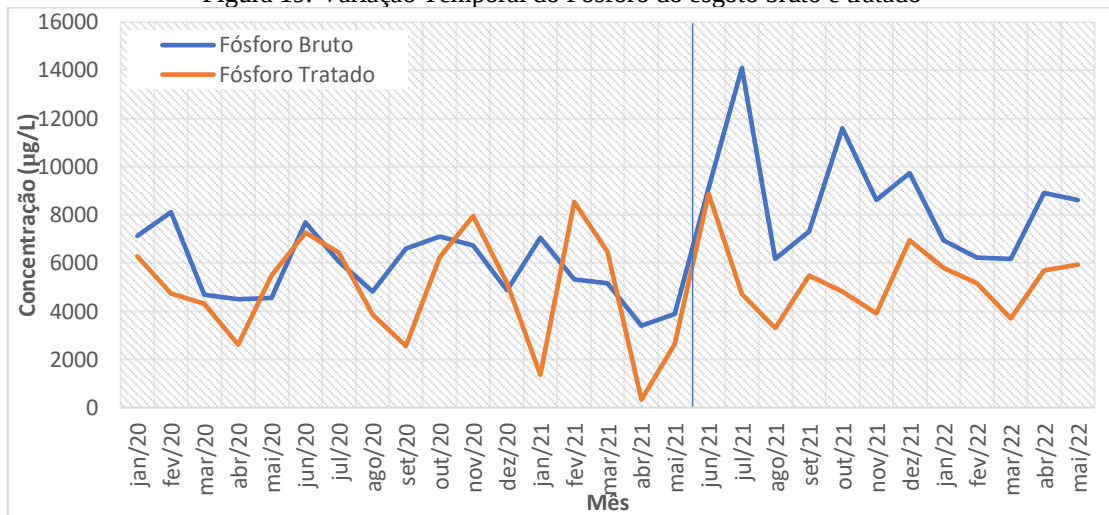
Fonte: Autor (2022)

Figura 18: Variação temporal do Nitrogênio Amoniacal do esgoto bruto e tratado



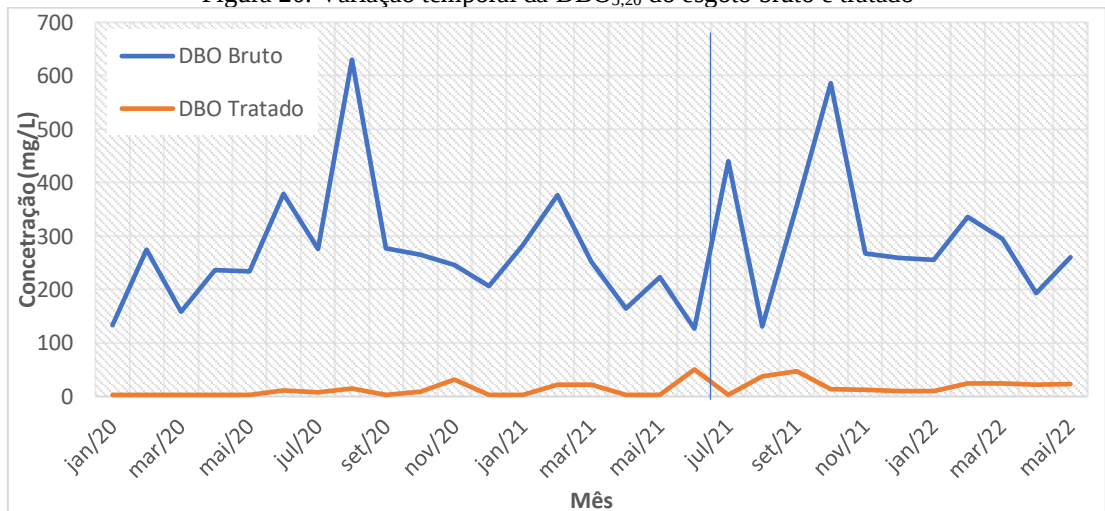
Fonte: Autor (2022).

Figura 19: Variação Temporal do Fósforo do esgoto bruto e tratado



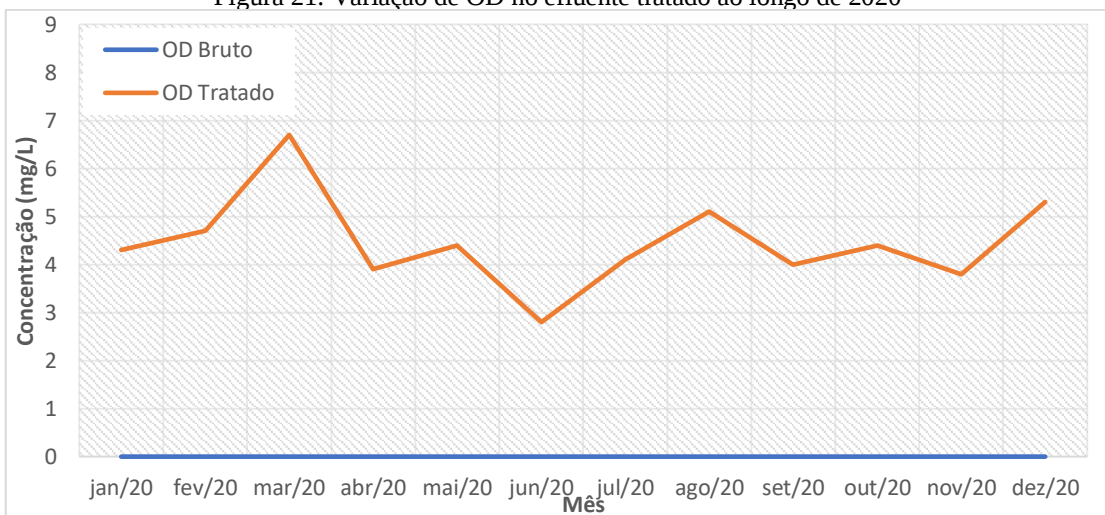
Fonte: Autor (2022)

Figura 20: Variação temporal da DBO_{5,20} do esgoto bruto e tratado



Fonte: Autor (2022)

Figura 21: Variação de OD no efluente tratado ao longo de 2020



Fonte: Autor (2022)

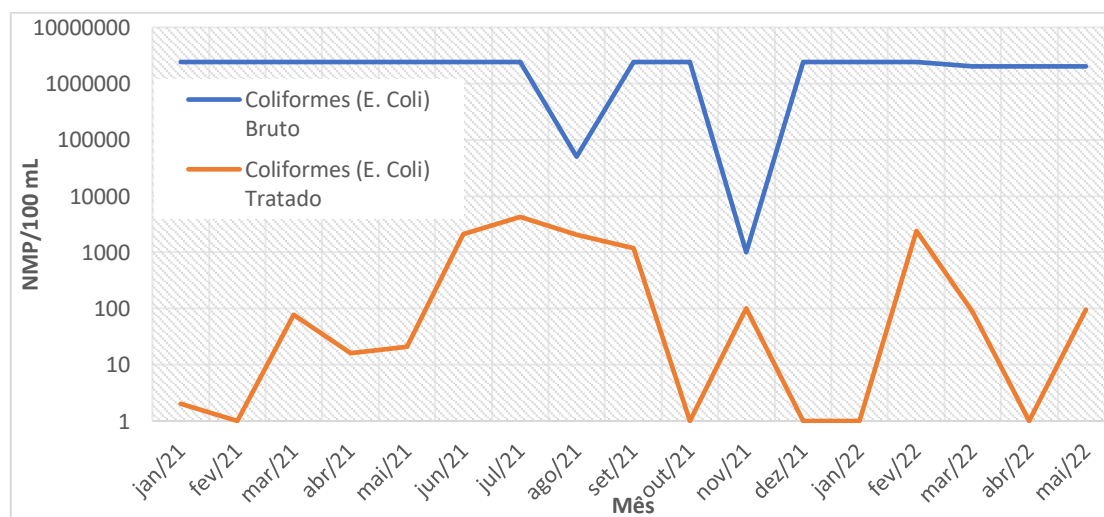
A concentração média de fósforo do esgoto bruto é de $6,94 \pm 2,34$ mg.P/L, enquanto do esgoto tratado é de $5,05 \pm 2,03$ mg.P/L, indicando a remoção de fósforo no sistema de tratamento. Pelo gráfico da Figura 19, verifica-se, também com relação ao fósforo, que a partir de jun/21 as concentrações de fósforo no esgoto tratado são sempre inferiores ao do esgoto bruto. De jan/20 a maio/21 essas concentrações oscilavam. O valor médio de fósforo observado no esgoto bruto o classifica como típico de esgotos sanitários de concentração média a forte.

Com relação a $DBO_{5,20}$, a sua concentração média no período estudado, foi de $280,16 \pm 117,90$ mg. O_2 /L para o esgoto bruto, enquanto do esgoto tratado foi de $13,93 \pm 14,94$ mg. O_2 /L. O gráfico da Figura 20 mostra a variação da $DBO_{5,20}$ ao longo do tempo, porém ao contrário do Fósforo, não se vê uma mudança de comportamento a partir de jun/21. O que sugere que a remoção de matéria orgânica manteve o seu padrão mas que o processo de remoção de nutrientes começou a se consolidar a partir de jun/21. O valor médio da $DBO_{5,20}$ observado no esgoto bruto o classificam como típicos de esgotos sanitários de concentração média a forte.

A concentração média no OD apontada pelo LSA/CTEC/UFAL foi de 0 mg/L no esgoto bruto, já os dados de 2020 da SANAMA (outros anos não apresentavam valores para OD) $4,46 \pm 0,96$ mg. O_2 /L no esgoto tratado. Isso é reflexo do tratamento aeróbio que insufla oxigênio dissolvido no meio, refletindo no efluente tratado.

A presença de coliformes *E. Coli* nos esgotos bruto e tratado está apresentado no gráfico da Figura 22. O gráfico foi elaborado com o eixo vertical em escala logarítmica (base 10) para tornar sua visualização mais adequada.

Figura 22: Variação temporal do *E. Coli* do esgoto bruto e tratado



Fonte: Autor (2022)

Os resultados mostram que os valores médios no período estudado, foram de 2.064.200 $\pm$ 784.366 NMP/100 mL para o esgoto bruto, e para o esgoto tratado os valores foram de 723 $\pm$ 1.249 NMP/100 mL, classificando-o como de característica típicas de esgotos entre médio e forte. Importante frisar que entre jul/21 e dez/21 percebe-se um período de instabilidade nos valores do esgoto bruto, sendo que o tratado variou bastante no período avaliado.

De forma geral as características do esgoto bruto estudado o classificam como esgoto sanitário típico de esgotos de média a forte concentração.

Com relação as características médias do esgoto tratado, os valores de pH, DBO_{5,20}, atendem aos padrões de lançamento da CONAMA nº430/2011, que estipula que para o lançamento de efluentes tratados é necessária uma concentração de DBO_{5,20} abaixo de 120 mg/L, pH entre 5 e 9. Já o N-amoniacoal fica abaixo dos 20 mg/L exigidos.

Quanto as concentrações ao Fósforo a CONAMA 430/2011 não faz referência, mas a CONAMA 357/2005 cita que para mananciais de água doce classe 2 a referência é de 3,7 mg.P/mL num pH de até 7,5 (o pH do riacho Grota da Esperança é de 7,32 $\pm$ 0,33). Sendo assim, o valor 5,05 $\pm$ 2,03 mg.P/L, maior que o valor de referência para o manancial em questão. A qualidade bacteriológica do efluente tratado apresentou valor de 723 $\pm$ 1.249 NMP/100 mL, e a CONAMA 430/2011 não faz referência, mas se for considerado os padrões de contato primário de *E. Coli* 800 NMP/100 mL, verifica-se que o valor médio atende a esse padrão, mas o desvio padrão mostra que este valor foi ultrapassado em alguns momentos.

5.2. AVALIAÇÃO DA EFICIENCIA DA ETE

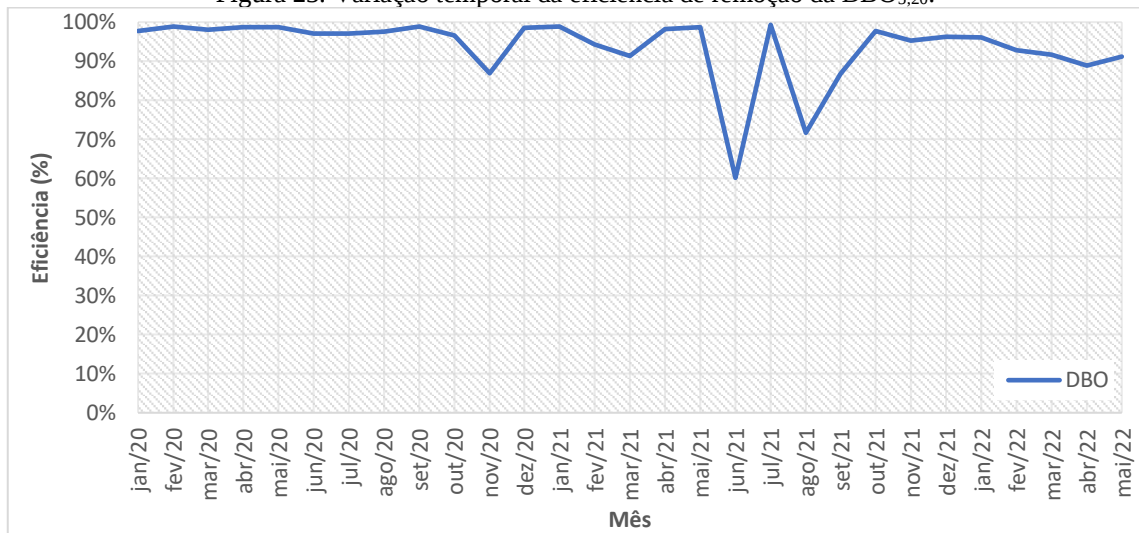
Para a avaliação da eficiência da ETE, primeiro sintetizou-se a eficiência do tratamento de DBO, N-Amoniacoal, Fósforo e *E. Coli*, ao longo do período analisado, como apresentado na Tabela 7.

Tabela 8: Eficiências de remoção da ETE

PARÂMETROS	UNIDADE	EFICIENCIA (%)
DBO _{5,20}	mg/L	94,75
Nitrogênio Amoniacoal	mg/L	26,04
Fósforo	mg/L	27,16
<i>E. Coli</i>	NMP/100 mL	99,96

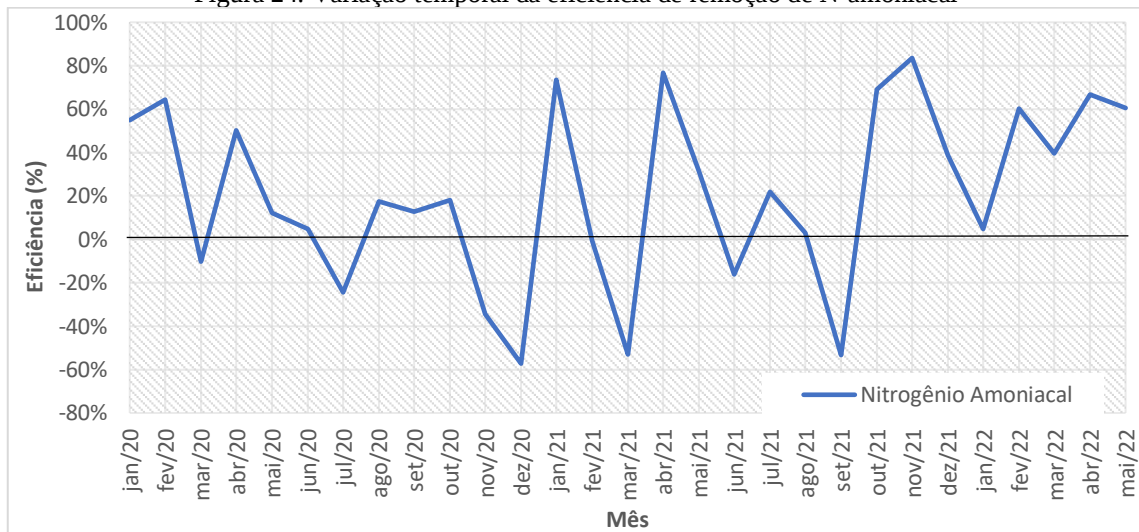
Fonte: Autor (2022)

Tal análise é complementada com a visualização da variação temporal da eficiência ao longo do período estudado apresentados nas Figuras 23, 24, 25 e 26.

Figura 23: Variação temporal da eficiência de remoção da DBO_{5,20}.

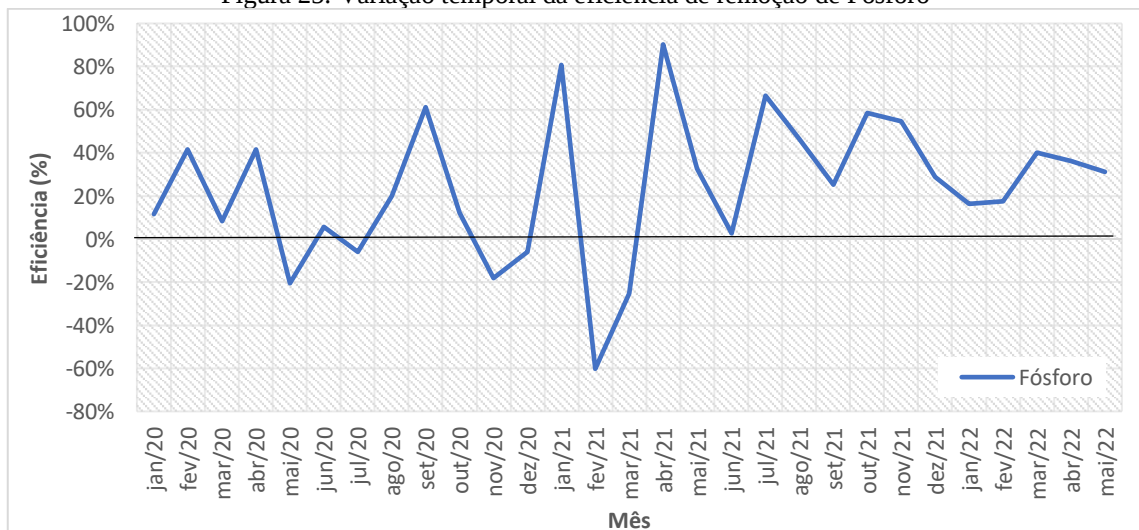
Fonte: Autor (2022).

Figura 24: Variação temporal da eficiência de remoção de N-amoniacoal



Fonte: Autor (2022).

Figura 25: Variação temporal da eficiência de remoção de Fósforo



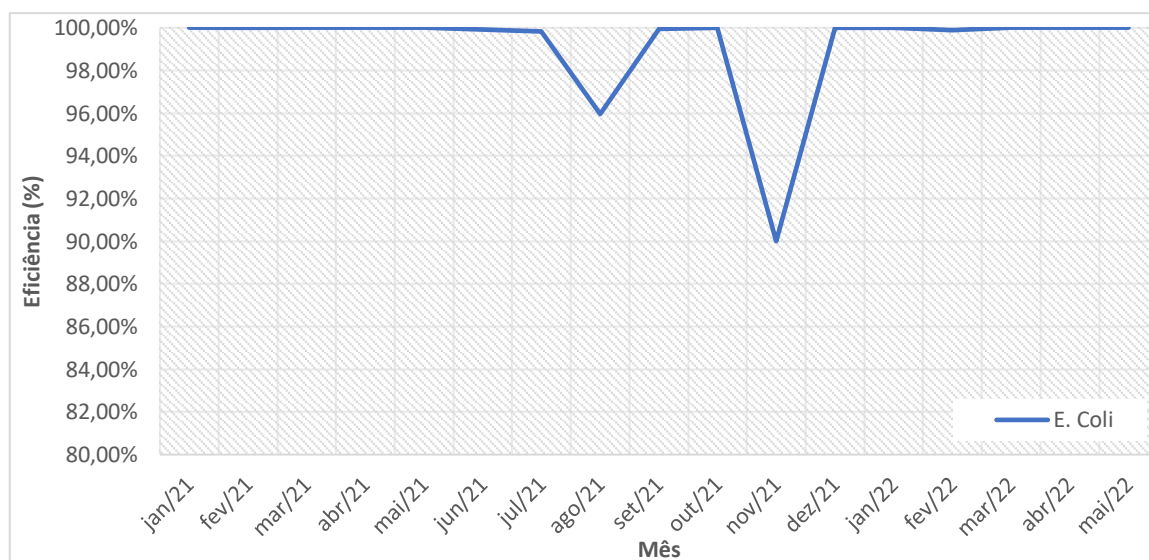
Fonte: Autor (2022).

A eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ se manteve relativamente consistente ao longo do tempo, como pode ser vista na Figura 23, e mesmo nos meses de menor eficiência estas ficaram acima da eficiência de mínima de 60% recomendada pela resolução CONAMA nº430/2011.

Por outro lado, a eficiência de Nitrogênio Amoniacal e Fósforo, como visto na Figura 24 e Figura 25, respectivamente, variaram bastante ao longo do período de análise, o que justifica então a sua eficiência abaixo dos 30% e em alguns momentos, ser até mesmo negativa, o que indica que possivelmente o processo de tratamento de tais nutrientes ainda não tinha sido iniciado, mas observa-se que a partir de jul/21 quando aparentemente os processos de remoção de nitrogênio e fósforo aparentemente começaram a se consolidar, que as eficiências tenderam a ser sempre positivas.

A Figura 26 representa a variação temporal da eficiência de remoção dos *E. Coli* e mostra que, mesmo meses de menor eficiência (jul/21 e nov/21) a taxa de remoção foi pelo menos 90% e que na maioria do tempo esta taxa ficou praticamente em 100%, o que se pode considerar que a desinfecção com hipoclorito de sódio, na maioria do tempo, tem sido eficiente.

Figura 26: Variação temporal da eficiência de remoção do *E. Coli*



Fonte: Autor (2022).

Comparando com os valores obtidos na literatura (Tabela 2) pode-se ver que a eficiência de remoção do fósforo (27,16% contra 78%) e do nitrogênio amoniacal (26,04% contra valores de valores acima de 70%) estão bem abaixo das outras ETes, indicando a necessidade de revisão dos processos realizados na ETE Benedito Bentes para buscar-se entender a causa de tal diferença. Por outro lado, a remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ ficou comparável à encontrada na literatura.

5.3. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIACHO

O riacho Grota da Esperança é parte da bacia do riacho Doce, e no que toca o seu enquadramento dentro da legislação, ele é considerado como classe 2, uma vez que a resolução CONAMA nº357/2005 indica tal procedimento quando um corpo d'água não tem um enquadramento definido. Dito isso, os corpos d'água dessa classe são de águas potencialmente utilizadas para consumo humano após tratamento convencional, proteção de comunidades aquáticas, recreação de uso primário, irrigação, aquicultura e pesca.

Para avaliação do riacho, considerou-se que uma análise qualitativa e quantitativa, buscando compreender os aspectos físicos, químicos e biológicos do riacho. No que diz respeito aos aspectos quantitativos, os dados coletados pelo LSA/CTEC/UFAL, estão apresentados na Tabela 9, e indicam que a vazão média do riacho fica na faixa de 0,04 m³/s, variando entre 0,02 m³/s em épocas de estiagem e 0,06 m³/s em épocas de chuva.

Tabela 9: Dados de medição de vazão

Vazão	Profundidade (m)	Velocidade (m/s)	Vazão (m ³ /s)
Média	0,11	0,26	0,040
Mínima	0,08	0,21	0,020
Máxima	0,13	0,31	0,060
DP (riacho)	-	-	0,020
Efluente (tratado)	-	-	0,060

Fonte: LSA/CTEC/UFAL

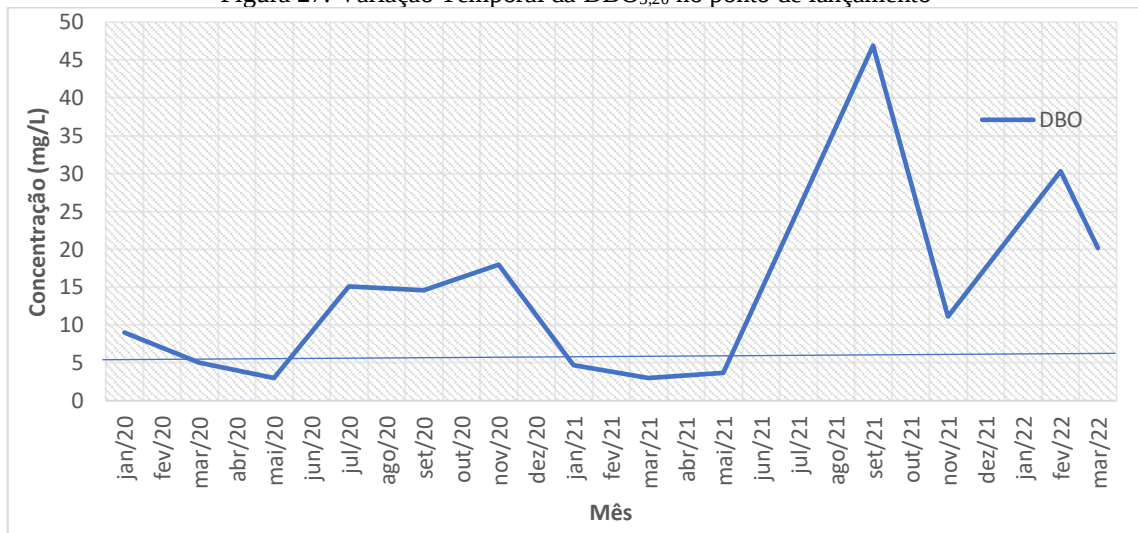
Verifica-se que no ponto de lançamento, a vazão do efluente lançado é 300% maior que a vazão mínima e igual a vazão máxima do riacho, o que interfere no efeito diluição.

Quanto aos aspectos qualitativos, a Tabela 10 apresenta a síntese dos parâmetros químicos e bacteriológicos do efluente tratado, do corpo receptor e da CONAMA nº 357/2005. Enquanto a visualização da variação temporal da DBO, OD e *E. Coli* no riacho ao longo do período estudado apresentados nas Figuras 27, 28 e 29.

Tabela 10: Caracterização do corpo receptor e do efluente tratado.

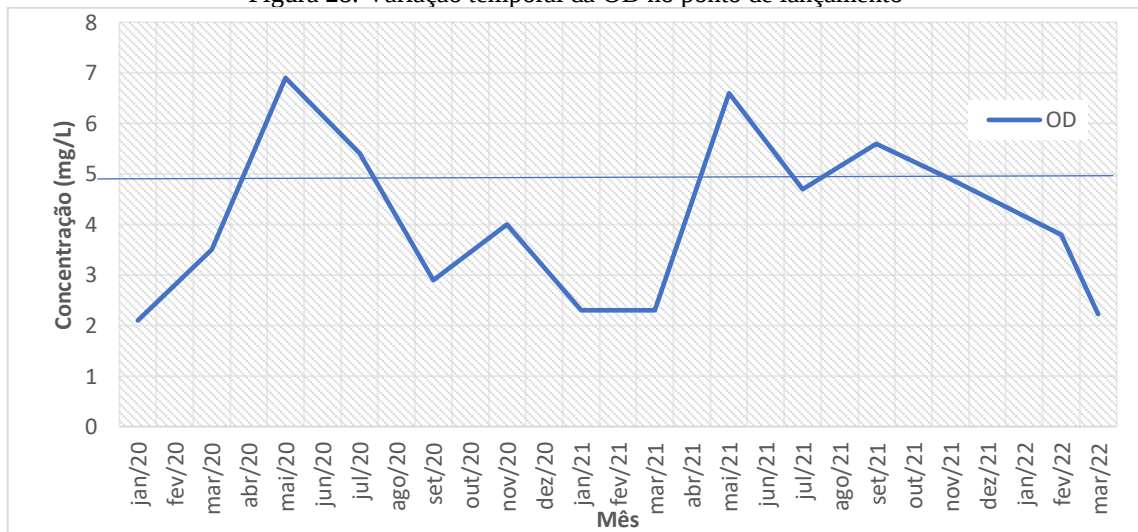
PARÂMETROS	UN.	CORPO RECEPTOR	Nº 357/2005 (CLASSE 2)	EFLUENTE (TRATADO)
pH	-	7,22 ± 0,50	5 a 9	7,32 ± 0,33
Oxigênio Dissolvido	mg/L	4,09 ± 1,64	5	4,46 ± 0,96
DBO _{5,20}	mg/L	14,98 ± 12,6	5	13,93 ± 14,94
<i>E. Coli</i>	NMP/100 mL	5.212 ± 7.308	800	723 ± 1.249

Fonte: Autor (2022)

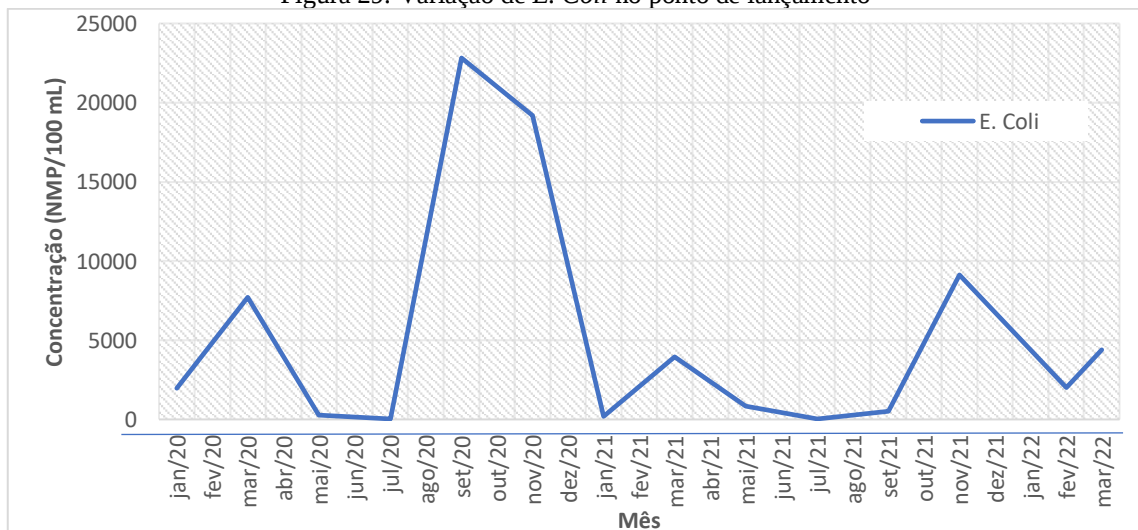
Figura 27: Variação Temporal da DBO_{5,20} no ponto de lançamento

Fonte: Autor (2022)

Figura 28: Variação temporal da OD no ponto de lançamento



Fonte: Autor (2022)

Figura 29: Variação de *E. Coli* no ponto de lançamento

Fonte: Autor (2022)

Observa-se que os valores dos parâmetros de qualidade da água estudados estão fora do indicado pela Resolução CONAMA nº357/2005, (exceto pelo pH): a $DBO_{5,20}$ ficou bem acima do valor indicado com $14,98 \pm 12,6$ mg. O_2 /L (contra o indicado de 5 mg. O_2 /L), e o oxigênio dissolvido está abaixo do referenciado, apresentando uma concentração de $4,09 \pm 1,64$ mg/L contra o indicado de 5 mg/L. Chama a atenção os *E. Coli* (5.212 ± 7.308 NMP/100 mL) estão mais que cinco vezes acima do recomendado pelas exigências da CONAMA 274/2000 para recreação de contato primário de 800 NMP/100 mL.

Observa-se ainda, na Tabela 9, que as características do efluente tratado, referente aos valores médios de $DBO_{5,20}$, OD e *E-coli* são melhores que as do riacho, o que sugere que o lançamento do efluente tratado contribui para diluição e melhoria da qualidade das águas do riacho. Adicionalmente, os perfis temporais das Figuras 27, 28 e 29 permitem visualizar que na maioria do tempo os valores de $DBO_{5,20}$, OD e *E-coli* estão em desacordo com os recomendados pela resolução CONAMA 357/2005 para mananciais classe 2, com picos apontado possíveis aumentos momentâneos no lançamento difuso de efluente.

5.4. ESTUDO DE AUTODEPURAÇÃO

Na sequência utilizou-se a equação de Streeter-Phelps para avaliar o processo de autodepuração. É importante fazer esta análise separando os períodos chuvoso e de estiagem, uma vez que se espera que as concentrações dos indicadores vão mudar ao longo do ano por influência da chuva no regime do riacho: a diluição da $DBO_{5,20}$ será menor em épocas chuvosas e maior em tempos de estiagem; o oposto ocorrendo com os indicadores de OD.

Assim, para aplicar o modelo matemático foram utilizados os dados físicos do riacho e os parâmetros qualitativos na zona de mistura que podem ser visualizados na Tabela 11.

Tabela 11: Dados físicos do riacho utilizados no modelo.

Situação	PARÂMETROS	VALORES	UNIDADES
Geral	Concentração saturada de OD (C_s)	8,06	mg/L
	Temperatura	27	°C
Vazão mínima (estiagem)	Velocidade	0,21	m/s
	Profundidade	0,08	m
	Vazão Mínima do Riacho	0,02	m ³ /s
Vazão máxima (chuvoso)	Velocidade	0,31	m/s
	Profundidade	0,13	m
	Vazão Máxima do Riacho	0,06	m ³ /s

Fonte: Adaptado do Acervo do LSA/CTEC/UFAL (2022)

Os indicadores de qualidade da mistura entre efluente tratado e água do corpo receptor, discretizados para os dois períodos de estiagem estão na

Tabela 12. Tal análise segmentada é necessária, pois como visto na Tabela 11 a vazão varia ao longo do ano no riacho, chegando a ser três vezes menor que a do lançamento do efluente na estiagem e até, num valor máximo, igual à do efluente durante o período chuvoso, isto vai influenciar as concentrações dos indicadores ao longo do ano e também o comportamento do riacho em função da mistura de suas águas com o efluente lançado.

Tabela 12: Concentrações do efluente e do corpo receptor em diferentes períodos

PARÂMETRO	UNIDADE	CORPO RECEPTOR		EFLUENTE TRATADO	
		CHUVOSO	ESTIAGEM	CHUVOSO	ESTIAGEM
DBO _{5,20}	mg/L	15,14 ± 15,51	16,28 ± 13,63	11,75 ± 9,13	13,76 ± 12,65
OD	mg/L	5,90 ± 0,89	3,36 ± 1,22	4,06 ± 0,83	4,74 ± 0,99

Fonte: Autor (2022)

Em função disso é necessário calcular os valores da mistura entre o efluente tratado e o corpo receptor, assim pode-se ter uma noção do impacto imediato causado pelo lançamento do efluente no riacho. Para tal é necessário utilizar a equação de diluição (equação 6 da seção 4.2.4), e também foi necessário complementar os indicadores das coletas obtidas pela CASAL/SANAMA com os valores encontrados pelas campanhas de coleta do LSA/CTEC/UFAL. Finalmente, o resultado da mistura efluente tratado e da água do corpo receptor no ponto de mistura é visualizado na Tabela 13.

Tabela 13: Concentrações de OD e DBO_{5,20} na zona de mistura do ponto de lançamento do efluente.

PARÂMETRO	UNIDADE	CHUVOSO	ESTIAGEM	Nº 357/2005
DBO _{5,20}	mg/L	13,445	15,65	5,0
OD	mg/L	4,98	3,75	5,0

Fonte: Autor (2022)

Percebe-se que na zona de mistura os valores dos parâmetros estudados indicam que o corpo d'água não atende aos padrões de enquadramento, mesmo com o impacto positivo do lançamento do efluente tratado (uma vez que os indicadores deste são melhores que os do corpo receptor), e que, possivelmente o riacho já se encontra em estado de degradação, certamente por lançamento difuso de esgoto sanitário antes mesmo do lançamento do efluente tratado pela ETE do Benedito Bentes. Deve-se, então, adotar medidas corretivas para que o manancial atinja as metas finais do enquadramento, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias e

obrigatórias para a sua efetivação. Concluída esta análise, resta saber como os indicadores vão se comportar ao longo do percurso do riacho.

Também foi necessário obter os valores das constantes de reareação e desoxigenação. De acordo com Von Sperling (1996), o valor da constante k_1 utilizada no cálculo da constante de desoxigenação para este tipo de efluente é de $0,24 \text{ dia}^{-1}$. Utilizando os valores da Tabela 11, obtém-se os resultados na Tabela 14.

Tabela 14: Valores das constantes de reareação e desoxigenação

CONSTANTE	CHUVOSO (s^{-1})	ESTIAGEM (s^{-1})
Constante de Desoxigenação (K_1)	$3,383 \times 10^{-6}$	$3,383 \times 10^{-6}$
Constante de Reareação (K_2)	$1,439 \times 10^{-4}$	$2,722 \times 10^{-4}$

Fonte: Autor (2022)

Percebe-se que os valores da constante de reareação são diferentes de acordo com o período, sendo maiores na época de estiagem. Isso decorre já que basta lembrar que como mostrado na equação 5 da seção 4.2.4 que o coeficiente de reareação é inversamente proporcional à profundidade do corpo d'água, em outras palavras, quanto mais profundo o rio em questão, mais vai demorar para ele restaurar seus indicadores.

Finalmente, pode-se aplicar o modelo de Streeter-Phelps, que foi implementado em Python para calcular a variação de $\text{DBO}_{5,20}$ e OD ao longo do riacho, variando de metro em metro. A escolha da linguagem se justifica pela grande quantidade bibliotecas disponíveis e praticidade da linguagem para a elaboração de algoritmos.

A Figura 30 representa o comportamento do riacho Grota da Esperança durante a época de estiagem, quando a vazão do riacho é menor que a do efluente. Neste caso, percebe-se que o lançamento da efluente melhora a concentração de OD no riacho, e a partir daí o valor continua subindo, ou seja a zona de degradação ativa é “pulada” por assim dizer, indo direto para a zona de recuperação ativa, e em 28 metros passa o valor de $5 \text{ mg.O}_2\text{L}$ indicado pela CONAMA 357/2005. Em contrapartida, vê-se um uma concentração bem mais alta de $\text{DBO}_{5,20}$, mas que gradativamente cai, chegando a valores adequados ($5 \text{ mg.O}_2\text{L}$) em 89 metros. Como adendo, viu-se que foram necessários 71 metros para que a concentração de OD fosse maior que a de $\text{DBO}_{5,20}$.

Figura 30: Modelo de Streeter-Phelps em função do período de estiagem



Fonte: Autor (2022)

Já a Figura 31 representa o caso do período chuvoso, época em que as vazões do riacho e efluente se igualam. Aqui tem-se uma configuração mais parecida com o que é sugerido na literatura para o fenômeno da autodepuração, pois após o lançamento do efluente tratado vê-se uma queda na concentração de OD, porém os valores praticamente nunca ficam abaixo dos indicados pela CONAMA 357/2005, enquanto que a $DBO_{5,20}$ desce mais lentamente que no período de estiagem, chegando no adequado em 215 metros. A concentração de OD passou a de $DBO_{5,20}$ em 156 metros. Tais avaliações de distâncias são sumarizadas na Tabela 15, enquanto que a comparação entre os dois casos pode ser visualizada na Figura 32.

Tabela 15: Distâncias para os parâmetros entrarem em paridade com a CONAMA nº357/2005.

PARÂMETRO	Chuvoso (m)	Seco (m)
OD > CONAMA	0	28
$DBO_{5,20}$ < CONAMA	215	89
OD > $DBO_{5,20}$	156	71

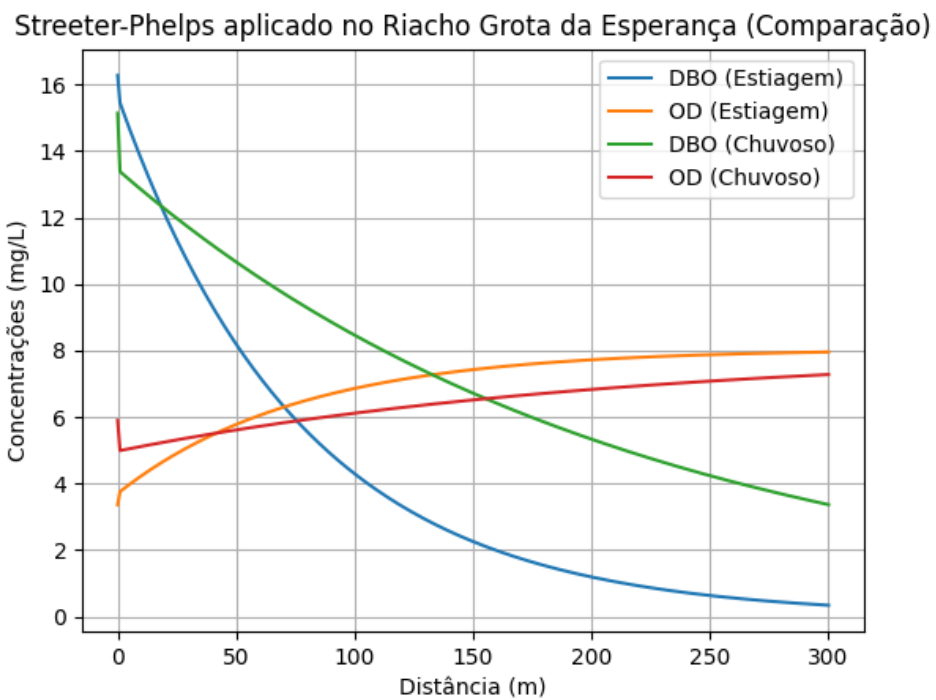
Fonte: Autor (2022)

Figura 31: Modelo de Streeter-Phelps em função do período chuvoso



Fonte: Autor (2022)

Figura 32: Síntese dos resultados obtidos pelo modelo de Streeter-Phelps



Fonte: Autor (2022)

A comparação leva a conclusão de que o riacho consegue se restaurar melhor em épocas de menor vazão e que a influência da profundidade do riacho pode ser significativa na determinação de tais distâncias, e também que o impacto da vazão do efluente é maior no período de estiagem, época em que a vazão do riacho chega a ser três vezes menor que a do efluente. Por outro lado, é importante lembrar que os indicadores no período chuvoso já são melhores que os do período de estiagem, então o fato de tais valores demorarem mais para entrarem em conformidade é menos “grave” do que uma análise imediata pode levar.

Uma análise comumente agregada à feita é a do comportamento do OD em comparação com 40% da concentração saturada de OD, esta igual a 8,06 mg.O₂L e 40% disso igual a 3,224 mg.O₂L, isto porque é comum associar tal valor ao fim da zona de degradação ativa e o começo da zona de recuperação, porém, como os dados apresentados indicam, em nenhum momento tais valores ficaram abaixo desse referencial.

Com isso em mente outro ponto muito importante de salientar na análise, é que, como dito antes e visto Figura 30, em nenhum momento houve a chamada zona de decomposição ativa, uma vez que os valores de OD do riacho não caíram após o lançamento do efluente, pelo contrário: o efluente, por ter uma proporção maior que o OD do riacho à montante (exceto no período chuvoso) acabou que melhorando os indicadores do rio depois da zona de mistura.

Isso se dá provavelmente por causa da natureza aeróbia do processo de tratamento do efluente na ETE, que, por necessitar de aeração para sua operação adequada, acaba resultando num efluente com uma proporção de oxigênio dissolvido maior que, por exemplo, um reator anaeróbio, ou outros tipos de tratamento de efluente, e por causa da vazão pequena do riacho: como a maior vazão registrada para tal corpo d’água é igual à vazão do efluente tratado que é lançado, fica evidente que tal vazão a mais será de grande impacto no riacho.

Em suma, pode-se ver que o lançamento do efluente tratado na ETE Benedito Bentes impacta positivamente os indicadores do seu corpo receptor, o riacho Grota da Esperança, pois no caso do período chuvoso o impacto não é significativo o suficiente para colocar o OD do riacho abaixo do indicado pela resolução CONAMA 357/2005, e no período de estiagem o riacho melhora suas concentrações de OD após o lançamento do efluente.

Enquanto isso, percebe-se que os indicadores de DBO_{5,20} do efluente tratado são melhores que os do corpo receptor, ou seja, o lançamento do efluente contribui para a diluição da DBO_{5,20} e para a agilização da recuperação do riacho.

Já a comparação com a literatura conclui que o estudo se encontra em uma situação mais parecida com o apresentado por Almeida *et al.* (2021) do que Rosário e Fernandes (2018), o riacho apresenta-se capaz de depurar a matéria orgânica para valores adequados com os exigidos pelas resoluções da CONAMA, sendo que o caso é ainda mais positivo pois a distância necessária para tal é menor quando comparada ao córrego Pernada, e os indicadores do riacho certamente estão melhores que os do rio Paraíba (Rosário, Fernandes, 2021).

6. CONCLUSÕES

A caracterização do efluente bruto mostrou que pode ser considerado do tipo médio a forte, com valor médio de $\text{DBO}_{5,20}$ de $280,16 \pm 117,90 \text{ mg.O}_2/\text{L}$, $2.064.200 \pm 784.366 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ para *E. Coli*, $43,40 \pm 15,18 \text{ mg.N/L}$ para nitrogênio amoniacal e $6,94 \pm 2,34 \text{ mg.P/L}$ para fósforo.

Além disso, percebeu-se que apesar do efluente tratado apresentar valores médios de DBO de $13,93 \pm 14,94 \text{ mg.O}_2/\text{L}$, OD $4,46 \pm 0,96 \text{ mg.O}_2/\text{L}$ atenderem os padrões de lançamento da CONAMA 430/2011, existe muita variabilidade ao longo do ano, como notado no caso dos indicadores Nitrogênio Amoniacal e Fósforo, que apresentaram $32,16 \pm 15,94 \text{ mg.N/L}$ e fósforo $5,05 \pm 2,03 \text{ mg.P/L}$ (abaixo das referências na legislação), o que pode ser indicativo de um processo de tratamento ainda não completamente amadurecido na ETE.

A eficiência da ETE apresentou eficiência média de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ de 94,75% N-amoniacal de 26,04%, fósforo de 27,16% e *E. Coli* 99,96% estando de parcialmente acordo com as eficiências de tratamento apontadas na literatura, mas ainda precisando melhorar bastante na remoção de N-amoniacal e fósforo, reiterando o que foi já dito sobre estes dois indicadores anteriormente.

No que se trata a relação do riacho com o lançamento do efluente, primeiro buscou-se caracterizar o corpo receptor em função do seu enquadramento legal, chegando à conclusão de que o riacho Grota da Esperança encontra-se em estado de degradação, pois os parâmetros de qualidade da água estudados não atendem aos indicados pela CONAMA 357/2005 para rios classe 2. A $\text{DBO}_{5,20}$ estimada entre $15,14 \pm 15,51$ no período de estiagem e $16,28 \pm 13,63 \text{ mg.O}_2/\text{L}$ no período chuvoso, enquanto que o OD variou entre $3,36 \pm 1,22$ no período no período de estiagem e $5,90 \pm 0,89 \text{ mg.O}_2/\text{L}$ no período chuvoso.

O estudo de autodepuração por meio de implementação de algoritmo computacional do modelo de Streeter-Phelps, mostrou que o lançamento do efluente tratado, por este apresentar indicadores de qualidade melhores que o do próprio corpo receptor, acaba sendo uma medida mitigatória para a situação atual do riacho, com $\text{DBO}_{5,20}$ e OD atingindo os valores recomendados pelas resoluções da CONAMA 357/2005 em menos que 250 m de distância após o ponto de lançamento, o que pode ser considerado positivo em comparação com a literatura. Conclui-se, finalmente, que o riacho apresenta capacidade de autodepuração suficiente para receber o efluente tratado da ETE, e que o lançamento da mesma pode se considerado majoritariamente positivo e até como medida mitigatória para a situação atual do riacho.

7. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Rejane Freitas Benevides; ALMEIDA, Ítalo Wanderley; MACIEL, Girlene Figueiredo. CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DE CORPOS D'ÁGUA URBANOS EM SITUAÇÕES DE VAZÕES CRÍTICAS: O CASO DO CÓRREGO PERNADA, PARAÍSO DO TOCANTINS–TO. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 10, n. 4, p. 218-238, 2021.

BARROS, D. CASAL. ETE Benedito Bentes é inaugurada e vai beneficiar 200 mil pessoas na parte alta de Maceió. Agência Alagoas, Maceió, 27 nov. de 2019. Disponível em: <<https://www.casal.al.gov.br/2019/11/ete-benedito-bentes-e-inaugurada-e-vai-beneficiar-200-mil-pessoas-na-parte-alta-de-maceio/>> Acesso em: 15 de maio de 2022.

BRAGA JUNIOR, Benedito *et al.* Introdução à engenharia ambiental. 2ª Edição. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 274, de 29 de março de 2000. Define os critérios para a classificação de águas destinadas à recreação de contato primário. As águas doces, salobras e salinas terão sua condição avaliada por parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar as condições de balneabilidade. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/Resolu%C3%A7%C3%A3o_Conama_274_Balneabilidade.pdf>. Acesso em: 19 de maio de 2022.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf>. Acesso em: 19 de maio de 2022.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<https://www.suape.pe.gov.br/pt/publicacoes/245-resolucao/185-conama-n-430-de-2011?layout=publicacoes>>. Acesso em: 20 de outubro de 2022.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional – Secretaria Nacional de Saneamento: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico Temático – Serviços de Água de Esgoto: Gestão Técnica de Esgoto. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnosticos>>. Acesso em: 15 de setembro de 2022.

BRK Ambiental vence leilão da Companhia de Saneamento de Alagoas. BRK Ambiental, 2020. Disponível em: <<https://www.brkambiental.com.br/brk-ambiental-vence-leilao-da-companhia-de-saneamento-de-alagoas>>. Acesso em: 13 de maio de 2022.

BULGARELLI, Cláudio. Mancha que apareceu no mar de Riacho Doce seria de esgotos clandestinos. Tribuna Hoje, Maceió, 22 de abril de 2019. Cidades. Disponível em: <<https://tribunahoje.com/noticias/cidades/2019/04/22/72691-mancha-que-apareceu-no-mar-de-riacho-doce-seria-de-esgotos-clandestinos>>. Acesso em: 20 de outubro de 2022.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade da água e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo – SP, 2009.

COY, Martin. A interação rio-cidade e a revitalização urbana: experiências europeias e perspectivas para a América Latina. Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia, n. 18, 2013.

DA SILVA, Genisson Panta *et al.* Morfometria da bacia hidrográfica do Riacho Doce–município de Maceió (AL). Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento, v. 1, p. 977-982, 2017.

DAS NEVES, Marllus Gustavo Ferreira Passos *et al.* Características da bacia do Riacho Reginaldo em Maceió-AL e suas implicações no escoamento superficial. 2007.

ESGOTAMENTO SANITÁRIO. SANAMA. Disponível em: <http://www.sanama.com.br/esgotamento-sanitario/>. Acesso em 23 de agosto de 2022.

GALVÃO JUNIOR, Alceu Castro. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. Revista Panamericana de Salud Pública, v. 25, n. 6, p. 548-556, 2009.

GARCIAS, Carlos Mello; AFONSO, Jorge Augusto Callado. Revitalização de rios urbanos. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, v. 1, n. 1, p. 131-144, 2013.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. Tradução de Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: McGraw-Hill, 2016.

ODEGAARD, B.; RUSTEN, B.; WESTRUM, T. A new moving bed biofilm reactor - application and results. Water Science and Technology, v. 29, p. 157-165, 1994.

OLIVEIRA, D. V. Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR). 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Rio de Janeiro, 2008.

PEITZ, Camila; XAVIER, Claudia Regina. Moving bed biofilm reactor for treatment of Kraft pulp effluent with high organic load rate. *Revista Ambiente & Água*, v. 15, 2020.

PHANWILAI, Supaporn *et al.* Nitrogen removal efficiencies and microbial communities in full-scale IFAS and MBBR municipal wastewater treatment plants at high COD: N ratio. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, v. 14, n. 6, p. 1-13, 2020.

PONTUAL, Elayne. IMA investiga poluição do Riacho Doce, em Maceió. IMA Alagoas, Maceió, dia 03 de março de 2017. Notícias. Disponível em: <https://www.ima.al.gov.br/ima-investiga-poluicao-do-riacho-doce-em-maceio/>. Acesso em: 20 de outubro de 2022.

ROSÁRIO, Luciana Nascimento; FERNANDES, Juliana Gonçalves. Estudo de autodepuração do rio Paraíba do Sul após lançamento do efluente de uma ETE. XV SIMPÓSIO DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO E TECNOLOGIA, Resende. Anais, 2018.

SANTOS, G.V. IFAL. Abrangência. Instituto Federal de Alagoas, Campus Benedito Bentes, Maceió, dia 02 de abril de 2022. Disponível em <https://www2.ifal.edu.br/campus/benedito/o-campus/abrangencia>. Acesso em 24 de outubro de 2022.

SHOKOOHI, R. *et al.* Modelling of moving bed biofilm reactor (MBBR) efficiency on hospital wastewater (HW) treatment: a comprehensive analysis on BOD and COD removal. *International journal of environmental science and technology*, v. 14, n. 4, p. 841-852, 2017.

SILVA, Jordânnya Dannyelly do Nascimento *et al.* Urbanização e saúde em Maceió AL: o caso dos bairros Vergel do Lago, Jacintinho e Benedito Bentes. 2011.

STREETER, Harold Warner. Studies of the pollution and natural purification of the Ohio River, Part III, Factors concerned in the phenomena of oxidation and reareation. *Public health bulletin*, n. 146, 1925.

TERAN, Francisco Javier Cuba *et al.* Ampliação da capacidade de tratamento da estação de tratamento de esgotos de Quirinópolis Go por meio da implantação da tecnologia de reator biológico de leito móvel (MBBR). *Brazilian Journal of Development*, v. 5, n. 11, p. 26220-26230, 2019.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 472 p.

ZILLI, R. P. Influência do tempo de retenção hidráulica e da velocidade superficial do ar no desempenho de um reator de leito móvel com biofilme aderido (MBBR). Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2013.

APÊNDICE A – DADOS DE 2020

Tabela 16: Base de Dados Utilizada (2020)

	PARÂMETRO/DATA	jan/20	fev/20	mar/20	abr/20	mai/20	jun/20	jul/20	ago/20	set/20	out/20	nov/20	dez/20	UNIDADE
BRUTO	DBO	133	275	159	236	234	379	276	630	277	265	246	207	mg/L
	OD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	mg/L
	pH	6,86	6,48	6,78	6,99	6,75	7,16	7,35	7,13	6,48	7,28	7,19	6,45	-
	Alcalinidade Bicarbonatos	202	288	173	212	222	298	239	250	220	243	212	214	mg/L
	Fósforo	7120	8120	4690	4490	4540	7690	6070	4810	6600	7110	6720	4860	ug/L
	<i>E. Coli</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NMP/100 ml
	Nitrogênio Amoniacal	33,4	45	22,1	31,2	31,9	50	41	45,5	34,5	41,9	38,3	28,3	mg/L
TRATADO	DBO	3	3	3	3	3	11	8,2	15,2	3	9,1	32	3	mg/L
	OD	4,3	4,7	6,7	3,9	4,4	2,8	4,1	5,1	4	4,4	3,8	5,3	mg/L
	pH	7,26	7,63	7,28	7,2	7,21	7,42	7,32	7,24	7,15	7,95	7,29	7,35	-
	Alcalinidade Bicarbonatos	98,3	147	214	113	173	291	273	240	157	175	263	276	mg/L
	Fósforo	6290	4750	4300	2620	5470	7270	6440	3850	2560	6250	7950	5150	ug/L
	<i>E. Coli</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NMP/100 ml
	Nitrogênio Amoniacal	15,1	16,1	24,4	15,5	28	47,6	51	37,5	30,1	34,3	51,5	44,5	mg/L
RECEPTOR	DBO	9	-	5	-	3	-	15,1	-	14,6	-	18	-	mg/L
	OD	2,1	-	3,5	-	6,9	-	5,4	-	2,9	-	4	-	mg/L
	pH	6,83	-	7,48	-	7,02	-	7,12	-	6,87	-	6,95	-	-
	<i>E. Coli</i>	1956	-	7701	-	278	-	29	-	22820	-	19180	-	NMP/100 ml

Fonte: Adaptado da SANAMA (2022)

APÊNDICE B – DADOS DE 2021

Tabela 17: Base de Dados Utilizada (2021)

	PARÂMETRO/DATA	jan/21	fev/21	mar/21	abr/21	mai/21	jun/21	jul/21	ago/21	set/21	out/21	nov/21	dez/21	UNIDADE
BRUTO	DBO	283	377	252	165	223	127	440	131	357	586	267	259	mg/L
	OD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	mg/L
	pH	6,49	6,2	6,5	6,85	7,53	7,53	7,47	7,08	7,31	7,54	7,39	7,47	-
	Alcalinidade Bicarbonatos	239	270	197	148	156	300	287	292	254	334	366	307	mg/L
	Fósforo	7050	5330	5160	3400	3900	9120	14100	6170	7320	11600	8610	9740	ug/L
	<i>E. Coli</i>	2420000	2420000	2420000	2420000	2420000	2420000	2420000	50400	2420000	2420000	1000	2420000	NMP/100 ml
	Nitrogênio Amoniacal	44,7	49,4	33,7	18	27,7	45	73,7	43	37,9	76,6	83,9	63,8	mg/L
TRATADO	DBO	3	21,8	21,8	3	3	50,6	3	37,1	47,4	13,7	12,6	9,8	mg/L
	OD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	mg/L
	pH	6,44	6,89	6,59	6,95	7,15	7,88	7,75	7,35	7,6	7,4	7,31	7,45	-
	Alcalinidade Bicarbonatos	61,3	236	226	34,3	119	304	223	195	299	147	88,4	237	mg/L
	Fósforo	1350	8540	6460	331	2630	8880	4710	3310	5470	4830	3910	6940	ug/L
	<i>E. Coli</i>	2	1	77	16	21	2110	4260	2030	1180	1	100	1	NMP/100 ml
	Nitrogênio Amoniacal	11,8	49,7	51,6	4,17	19	52,3	57,5	41,7	58,1	23,8	13,8	39,1	mg/L
RECEPTOR	DBO	4,7	-	3	-	3,7	-	25,2	-	46,9	-	11,1	-	mg/L
	OD	2,3	-	2,3	-	6,6	-	4,7	-	5,6	-	4,9	-	mg/L
	pH	6,46	-	7,2	-	6,97	-	8,04	-	8,05	-	6,75	-	-
	<i>E. Coli</i>	173	-	3930	-	840	-	49	-	510	-	9110	-	NMP/100 ml

Fonte: Adaptado da SANAMA (2022)

APÊNDICE C – DADOS DE 2022

Tabela 18: Base de Dados Utilizada (2022)

	PARÂMETRO/DATA	jan/22	fev/22	mar/22	abr/22	mai/22	UNIDADE
BRUTO	DBO	256	336	294,93	193,79	260,04	mg/L
	OD	-	-	-	-	-	mg/L
	pH	7,33	7,11	7,44	7,64	7,77	-
	Alcalinidade Bicarbonatos	209	228	138,42	183,83	139,85	mg/L
	Fósforo	6930	6230	6184	8903,8	8616	ug/L
	<i>E. Coli</i>	2420000	2420000	2000000	2000000	2000000	NMP/100 ml
	Nitrogênio Amoniacal	39	43,1	41,074	46,807	50,648	mg/L
TRATADO	DBO	9,9	24	24,74	21,54	23,06	mg/L
	OD	-	-	-	-	-	mg/L
	pH	7,57	7,2	7,53	7,44	7,58	-
	Alcalinidade Bicarbonatos	188	104	88,61	95,1	104,19	mg/L
	Fósforo	5800	5150	3699,7	5691,3	5932,7	ug/L
	<i>E. Coli</i>	1	2420	85	1	96	NMP/100 ml
	Nitrogênio Amoniacal	37,1	17,2	24,811	15,538	19,933	mg/L
RECEPTOR	DBO	-	30,3	20,16	-	-	mg/L
	OD	-	3,8	2,23	-	-	mg/L
	pH	-	7,41	7,93	-	-	-
	<i>E. Coli</i>	-	1990	4400	-	-	NMP/100 ml

Fonte: Adaptado da SANAMA (2022)