

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**FRANK KEIRO MURAOKA**

**PRÉ DIMENSIONAMENTO DE LAGOA DE MATURAÇÃO PARA PÓS-  
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CERVEJARIA**

**LONDRINA**

**2023**

**FRANK KEIRO MURAOKA**

**PRÉ DIMENSIONAMENTO DE LAGOA DE MATURAÇÃO PARA PÓS-  
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CERVEJARIA**

**PREDIMENSIONING A MATURATION POND FOR POST-TREATMENT OF  
BREWERY EFLUENT**

Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentada como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador(a): Dr. Orlando de Carvalho Júnior

**LONDRINA**

**2023**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

**FRANK KEIRO MURAOKA**

**PRÉ DIMENSIONAMENTO DE LAGOA DE MATURAÇÃO PARA PÓS-  
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CERVEJARIA**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação  
apresentado como requisito para obtenção do título de  
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
(UTFPR).

Data de aprovação: 27 de junho de 2023

Orlando de Carvalho Junior

Doutor em Engenharia Civil com ênfase em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de  
São Carlos - Universidade de São Paulo  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Rafael Montanhini Soares de Oliveira

Doutor em Engenharia Química na área de Poluição, e preservação ambiental na Universidade  
Estadual de Maringá (UEM)  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Bruno de Oliveira Freitas

Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos -  
Universidade de São Paulo  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

**LONDRINA**

**2023**

Dedico este trabalho à minha família, por todos os esforços necessários para alcançar esse objetivo.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente a minha família por todos os esforços necessários para o término desse objetivo e todo o apoio para que essa etapa pudesse ser cumprida.

Ao meu Orientador Doutor Orlando de Carvalho Júnior, por esses anos de companheirismo e aprendizado. E também pela paciência por continuar a me apoiar nos momentos difíceis.

Aos meus colegas que tornaram essa vivência uma experiência única.

A Secretaria do Curso, pela cooperação.

Enfim, a todos os que por algum motivo contribuíram para a realização desta pesquisa.

O inconsciente, não pensa, não figura, não  
representa, ele é o real, apenas funciona,  
portanto, é máquina, maquínico, é máquina  
desejante.  
(DELEUZE; GUATTARI 2010).

## RESUMO

O tratamento de efluentes industriais é, na maioria dos casos, essencial para sua disposição final e respectivo atendimento os padrões das legislações ambientais vigentes. Muitas plantas industriais ao expandirem sua produção, acarretam em uma sobrecarga aos sistemas de tratamento existentes prejudicando a qualidade do efluente final lançando-o em desacordo com a legislação e sofrendo devidas sanções. Desta forma, muitas fábricas precisam atualizar o seu sistema de tratamento de efluentes para amenizar o impacto ambiental e adequar seu lançamento. Desta forma, é necessária tomada de decisão dos gestores na escolha da melhor alternativa considerando aspectos técnico-econômicos. Assim, o presente trabalho compreende o dimensionamento de uma lagoa de maturação empregada para pós-tratamento do efluente de uma cervejaria com características físico-químicas que não atendem ao padrão de lançamento do Estado Paraná. A escolha de tal tecnologia foi feita considerando as características do efluente, do local de implantação da ETE em uso, sua simplicidade operacional e baixo custo de construção e operação. Foi observado após o desenvolvimento da pesquisa que as lagoas de maturação podem ser alternativas para o tratamento, mas por causa da natureza do efluente a ser tratado o sistema não oferece a segurança necessária para a tomada de decisão.

Palavras-chave: lagoas de maturação; águas residuais; tratamento biológico; engenharia ambiental, efluente de cervejaria

## **ABSTRACT**

The treatment of industrial effluents is, in most cases, essential for their final disposal and compliance with the standards of current environmental legislation. When many industrial plants expand their production, they overload the existing treatment systems, impairing the quality of the final effluent, releasing it in disagreement with the legislation and suffering due sanctions. In this way, many factories need to update their effluent treatment system to mitigate the environmental impact and adjust its release. In this way, decision-making by managers is necessary in choosing the best alternative considering technical and economic aspects. Thus, the present work comprises the dimensioning of a maturation pond used for post-treatment of effluent from a brewery with physical-chemical characteristics that do not meet the release standard of the State of Paraná. The choice of such technology was made considering the characteristics of the effluent, the location of the ETE in use, its operational simplicity and low cost of construction and operation. It was observed after the development of the research that the maturation ponds can be alternatives for the treatment, but because of the nature of the effluent to be treated, the system does not offer the necessary security for the decision making.

Keywords: stabilization ponds; residual waters; biological treatment; environmental engineering.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Processo de Digestão Anaeróbia .....	19
Figura 2 – Gráfico de avaliação de custos entre os sistemas .....	36
Figura 3 – Monitoramento de DQO .....	38
Figura 4 - Monitoramento de DBO <sub>5</sub> .....	39
Figura 5 – Monitoramento da temperatura.....	40
Figura 6 – Comparação entre DBO, DQO e temperatura .....	41
Figura 7 – Monitoramento do pH .....	41
Figura 8 – Monitoramento de sólidos suspensos .....	42
Figura 9 – Monitoramento de sólidos suspensos totais.....	43
Figura 10 – Monitoramento do fósforo total .....	44
Figura 11 – Monitoramento do nitrogênio amoniacal .....	44
Figura 12 – Temperatura média da Cidade de Londrina.....	47
Figura 13 - Temperatura média da Cidade de Londrina.....	47
Figura 14 – Vista superior da lagoa de tratamento.....	13
Figura 15 – Detalhes das estradas e saídas da Lagoa .....	13
Figura 16 – Detalhe em corte da entrada de efluente.....	13
Figura 17 – Detalhe em corte da saída de efluente .....	13

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Custo de construção para 44 ETES no Brasil – Data base: Jan/2017 .....	30
Tabela 2 – Custos operacionais (Jan/2017) para diferentes processos de tratamento .....	32
Tabela 3 – Resumo dos custos operacionais encontrados na revisão bibliográfica (R\$/m <sup>3</sup> - Jan/2017) .....	33
Tabela 4 – Custo médio para implantação de uma ETE.....	34
Tabela 5 – Custos para instalação dos aeradores cachoeria .....	35
Tabela 6 – Monitoramento do efluente final .....	37
Tabela 7 – Média do monitoramento e limites de lançamento .....	45
Tabela 8 – Custos da lagoa de polimento .....	14
Tabela 9 - Comparação de custos .....	14

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EQP	Equivalente Populacional
ETES	Estação de Tratamento de Efluentes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
LE	Lagoas de Estabilização
SST	Sólidos Suspensos Totais
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

## LISTA DE SÍMBOLOS

N	Nitrogênio
NH <sub>3</sub>	Amônia
P	Fósforo
T	Temperatura
V	Volume
P	Pressão

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>15</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivos gerais.....</b>	<b>15</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>15</b>
<b>3</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>16</b>
<b>3.1</b>	<b>Lagoas de estabilização.....</b>	<b>16</b>
<b>3.1.1</b>	<b>Processos anaeróbio e facultativos em lagoas de estabilização.....</b>	<b>16</b>
<b>3.1.2</b>	<b>Lagoas de maturação e polimento.....</b>	<b>22</b>
<b>4</b>	<b>LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....</b>	<b>27</b>
<b>5</b>	<b>EQUIVALENTE POPULACIONAL.....</b>	<b>28</b>
<b>6</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODO.....</b>	<b>35</b>
<b>6.1</b>	<b>Caracterização do efluente.....</b>	<b>35</b>
<b>6.2</b>	<b>Equações e definições para a lagoa de maturação.....</b>	<b>44</b>
<b>6.3</b>	<b>Cálculo do equivalente populacional.....</b>	<b>48</b>
<b>7</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>49</b>
<b>7.1</b>	<b>Pré-dimensionamento.....</b>	<b>49</b>
<b>7.2</b>	<b>Custo de acordo com o equivalente populacional.....</b>	<b>54</b>
<b>8</b>	<b>Conclusão .....</b>	<b>55</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O tratamento dos efluentes líquidos industriais ou sanitários, pelo intermédio de lagoas artificiais de estabilização, é bem conhecido e utilizado em territórios de clima tropical.

Dentre as vantagens destas lagoas, sua relativa simplicidade e baixo custo operacional, fazem com sejam atrativas aos olhos das empresas que necessitam atender os padrões de lançamento estabelecidos por lei.

Von Sperling (1996, p. 19) argumenta que esses sistemas de estabilização da matéria orgânica não possuem equipamentos que possam estragar ou que necessitam de esquemas especiais. No sentido de que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica são lentos, necessitando de longos períodos de tempo de detenção, o que implica em grandes requisitos de área. Sendo assim, é mais aconselhável a instalação onde a terra possui valor econômico menor, clima favorável ou a impossibilidade de grandes investimentos.

No entanto, essas tecnologias podem apresentar ao longo do tempo de operação alguns problemas que comprometem o atendimento de padrões ambientais, como a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiental nº430 de maio de 2011 (BRASIL 2005, 2011), Portaria IAP 256/2013 e a Resolução CEMA 070 de 2009. Um problema comum, por exemplo, é a ampliação da capacidade produtiva de uma determinada fábrica, ou uma mudança em algum processo interno da produção, fazendo com que os limites de vazão e matéria orgânica do projeto original sejam ultrapassados causando a sobrecarga do sistema, conseqüentemente colocando o bom funcionamento em risco.

Sendo assim, é necessário que as empresas construam novas estruturas ou façam adaptações nas que estão em funcionamento, para que o sistema atenda os padrões de lançamento nos corpos receptores, minimizando o impacto causado pelo efluente não tratado adequadamente.

Nesse sentido, caso a área não seja um fator limitante as lagoas de estabilização para pós-tratamento (maturação) podem ser utilizadas, pois os custos de implantação e operação são bastante competitivos em relações a outras tecnologias

Diante desse problema, o presente trabalho pretende executar e detalhar o dimensionamento de uma lagoa de maturação para pós-tratamento do efluente de uma cervejaria.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Pré dimensionar um sistema para pós tratamento do efluente de uma cervejaria.

### **2.2 Objetivos específicos**

- a) Propor a tecnologia de lagoa de maturação como alternativa viável para o pós tratamento de efluentes industriais.
- b) Avaliar a implantação de lagoa de maturação para pós-tratamento do efluente de uma cervejaria visando atendimento aos padrões de lançamento vigentes.



### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Lagoas de estabilização

##### 3.1.1 Processos anaeróbio e facultativos em lagoas de estabilização

O presente objeto de pesquisa é o dimensionamento de uma etapa final de uma estação de tratamento de efluentes industriais. Essa etapa está baseada no conceito de lagoas de estabilização, que em linhas gerais: são corpos hídricos receptores de águas residuárias urbanas ou industriais, objetivando estabilizar a matéria orgânica por reações biológicas de oxidação bacteriana e/ou redução por fotossíntese.

SOUZA, (2015,) apresenta o sistema de lagoas de estabilização como um complexo de diferentes possibilidades com distintas projeções e configurações, e essas variadas aplicações somente são possíveis pelo método de estabilização que é realizado por elas, elas podem ser usadas em série, como no sistema australiano, também podem ser conjuntos de facultativas, com aeradores, podem ser paralelas, com vários esquemas para atender de forma específica o tratamento desejado.

Ou seja, a redução da matéria orgânica é realizada pela oxidação microbiológica, seja por oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia, como por redução fotossintética realizadas pelas algas dependendo da grande variação de aplicações possíveis de tratamento.

Essas distintas configurações influenciam na finalidade dos sistemas de tratamento, pois os processos de estabilização da matéria orgânica são influenciados pelas características geométricas e mecânicas adotadas na concepção da estação de tratamento de efluentes, no caso de lagoas de estabilização.

Por exemplo: a profundidade é um fator preponderante para diferenciação entre lagoas anaeróbias e de maturação; as primeiras são mais profundas, pois recebem mais carga orgânica e precisam de uma região anaeróbia maior para realizar seus processos de fermentação, por outro lado, as de maturação são mais rasas para ter maior zona fótica no perfil de profundidade e alta produção fotossintética para realizar suas reduções e tratamento de patógenos.

Sendo assim, deve-se compreender melhor a dinâmica dos processos ocorridos no interior desses sistemas de tratamento, que dão o nome a cada

ramificação, para poder melhor compreender suas diferenciações e os motivos de suas escolhas nos dimensionamentos. Ou seja, cada lagoa de estabilização e seu objetivo final estão ligados aos processos biológicos que se pretende enfatizar ou oferecer melhores condições para que ocorra de maneira otimizada.

Primeiramente, deve ser elucidado o processo de digestão anaeróbia. Para GALDÊNCIO, (2013, p. 16), é um processo no qual diferentes comunidades de microrganismos que se interagem para promover a decomposição da matéria orgânica, e nessa digestão anaeróbia gera-se o metano e o gás carbônico como principais produtos finais.

Portanto, a principal diferença entre o processo aeróbio é o aceptor final de elétrons que na ausência de oxigênio é usado os nitratos, sulfatos e dióxidos de carbono de acordo com cada microrganismo.

Von Sperling (1996, p. 62) demonstra a conversão anaeróbia apresentando-a em duas partes:

- Liquefação e formação de ácidos (através das bactérias acidogênicas)
- Formação de metano (através das bactérias metanogênicas)

Na primeira parte, surgem ainda outras duas divisões: primeiramente acontece a conversão da matéria orgânica em moléculas mais simples e posteriormente em ácidos por bactérias fermentativas hidrolíticas e acidogênicas.

A hidrólise é o começo do processo, ocorre a conversão dos compostos orgânicos complexos (lipídeos, carboidratos e proteínas) em compostos orgânicos simples (açúcares, aminoácidos, peptídeos) (SÊNA, 2014, p. 39).

Após essa quebra, na acidogênese esses compostos orgânicos simples são transformados em ácidos graxos de cadeia longa (SÊNA, 2014, p. 39), ou melhor, produtos solúveis resultantes da hidrólise são metabolizados pelas bactérias fermentativas e transformados em álcoois, ácidos orgânicos, hidrogênio, gás carbônico, amônia entre outros (GALDÊNCIO, 2013, p. 16).

Essa cadeia é muito importante que ocorra de maneira eficiente, pois a produção de metano no final da digestão anaeróbia depende da conversão do acetado em metano, ou seja, da otimizada conversão da matéria orgânica em acetato nessa primeira parte do processo de digestão.

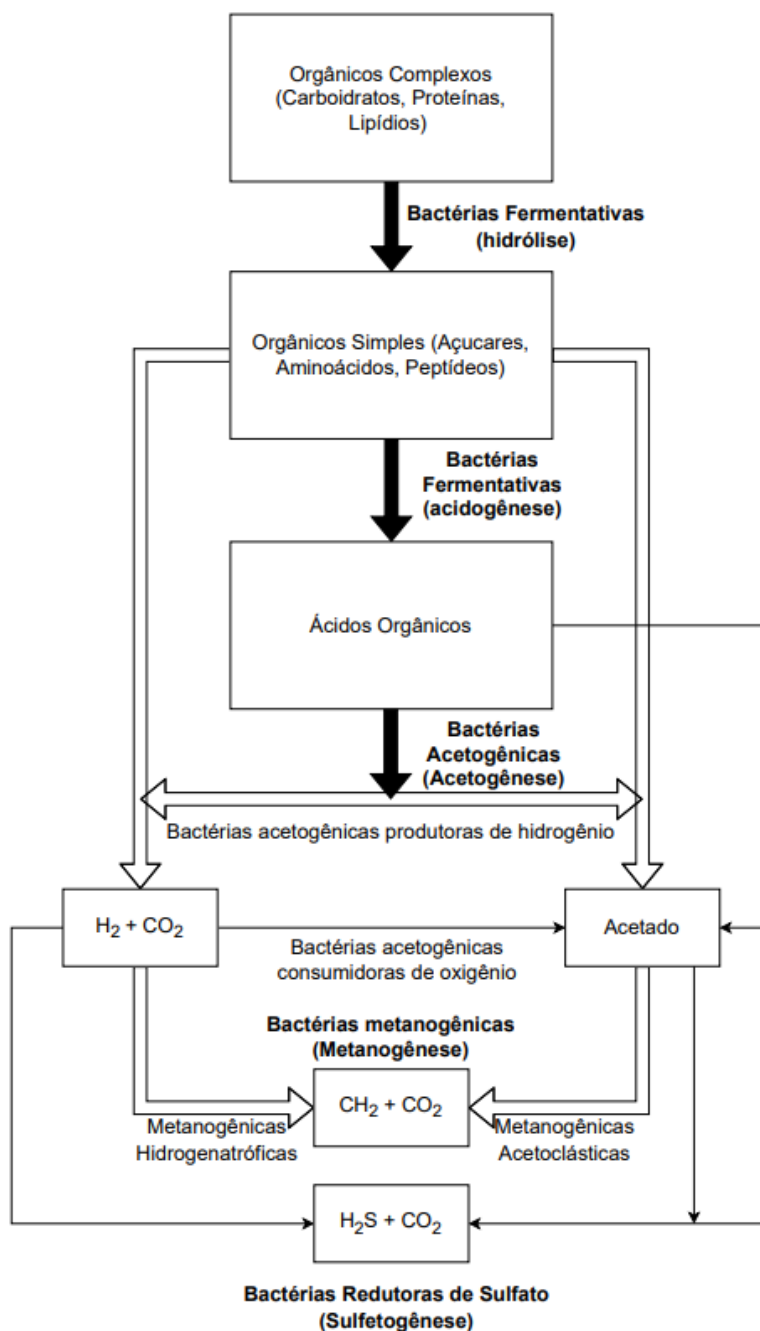
Na segunda etapa de formação do metano, da divisão de Von Sperling (1996), ocorrem outros dois processos: a acetogênese e a metanogênese. Primeiramente, a

conversão dos ácidos orgânicos em hidrogênio, gás carbônico e acetato, por intermédio de bactérias acetogênicas e homoacetogênicas.

E por fim, a metanogênese que é a conversão dos acetatos em metano pela ação das arqueas metanogênicas acetoclásticas (convertem acetado em gás carbônico) e hidrogenotróficas (utilizam o hidrogênio como doador de elétrons e o gás carbônico como aceptor para a produção de metano.) (GALDÊNCIO, 2013, 17)

A figura a seguir busca elucidar de forma sistematizada o processo acima descrito:

**Figura 1 - Processo de Digestão Anaeróbia**



**Fonte: Adaptado de Galdêncio (2013, p. 18)**

Além disso, os principais parâmetros para o seu bom funcionamento: VON SPERLING (1996, p. 63) em seu livro sobre lagoas de estabilização lista três condições para o bom equilíbrio da comunidade microbológica que são responsáveis pelas conversões; primeiramente a ausência de oxigênio, pela natureza anaeróbia estrita dos microrganismos, a temperatura adequada acima de 15 °C e pH igual ou superior a 7.

Ainda sendo mais específico, como por exemplo, GALDÊNCIO (2013, 20), apontando o balanço nutricional necessário para otimizar a digestão anaeróbia: que de forma geral, a relação de DQO: N: P ideal é de 500: 5: 1, e aponta que é o suficiente para atender as necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios.

O autor ainda afirma que embora exista na literatura casos de processos anaeróbios ocorrendo entre 10 a 15 °C, o recomendado é que o mesmo ocorra entre 25 e 30°C, enfatizando a ação dos microrganismos mesofílicos (que vivem em temperaturas entre 20 a 45 °C).

Galdêncio (2013) ainda demonstra que o pH deve ser mantido entre 6 e 8, sendo mais criterioso entre 6,8 e 7,2, completando que essa condição depende: da concentração de bicarbonato e a capacidade tamponante do sistema; da fração de CO<sub>2</sub> na fase gasosa; da concentração de ácidos voláteis ionizados e na concentração de nitrogênio na forma de amônia.

Sendo assim, pode-se compreender de forma resumida o mecanismo e alguns parâmetros fundamentais para o funcionamento da digestão anaeróbia, e por conseguinte, podemos prosseguir na explicação dos sistemas de redução de matéria orgânica e em seguida a dinâmica do tratamento facultativo será abordado.

Von Sperling (1996, p. 20) afirma que o processo facultativo é essencialmente natural e ocorre em taxas mais lentas e são determinados pela estratificação do perfil dos corpos hídricos e suas especificidades. Assim, as atividades metabólicas dos microrganismos acontecem em três zonas que se formam ao longo do perfil de profundidade da lagoa -zona anaeróbia, zona aeróbia e zona facultativa.

A formação dessas regiões é resultado da dinâmica da DBO solúvel e particulada, entre outros fatores, a parte mais profunda da lagoa de tratamento é constituída de matéria orgânica sedimentada formando o lodo do fundo. Este lodo do fundo sofre o processo de decomposição por microrganismos anaeróbios, que convertem lentamente essa matéria orgânica em gás carbônico, água, metano e outros. Após um período de tempo, apenas a fração inerte permanece na camada do fundo.

A matéria orgânica que não foi sedimentada permanece dispersa na massa líquida com pequenas dimensões, finamente particulada, nessa camada superficial chamada de zona aeróbia, onde a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração aeróbia. Para tanto, é necessário um equilíbrio entre consumo e produção de oxigênio

e gás carbônico, esse fornecimento de oxigênio é realizado pela fotossíntese das algas.

Sendo assim, um princípio para elucidar o processo facultativo é um balanço entre a atividade metabólica de organismos aeróbios e anaeróbios. Já foi demonstrado a digestão anaeróbia, portanto, agora a explicação do processo de oxidação aeróbia.

Samuel Murgel Branco (1967) explica que o processo que ocorre na zona mais superficial de uma lagoa facultativa se dá pela seguinte dinâmica: a depuração do efluente ocorre por dois princípios fundamentais, a nutrição e a respiração. O primeiro é a propriedade de auto construir e reproduzir, à custa de material obtido a partir de elementos do meio. Ou seja, nos seres vivos existe um processo ativo de transformação de compostos do meio em compostos integrantes de sua estrutura física, graças à atividade de enzimas ou catalizadores biológicos.

Sendo assim, os compostos orgânicos complexos são oxidados, liberando energia e formando  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  e vapor de água, pelos processos de respiração e síntese de material celular.

Desta forma, o tratamento das águas residuárias se dá pelo crescimento bacteriano e sua multiplicação, inclusive o monitoramento da quantidade de nutrientes deve ser melhor balanceada, pois quando existe material celular e pouco alimento ocorre a oxidação do material celular com a liberação de gás carbônico, amônia e vapor de água restando uma fração inerte do material.

E o autor (BRANCO, 1967) ainda completa que esse processo é chamado de respiração endógena, que é a atividade de auto oxidação que ocorre com as células. Ou melhor, ocorre a liberação de energia e a redução da população de organismos viáveis do sistema.

Observando a influência do oxigênio na zona aeróbia, um fator a ser levado em consideração, é a incorporação do oxigênio no corpo hídrico que pode ocorrer de maneira mecânica, como fetch, ou seja, as trocas gasosas pela superfície da lâmina de água ou pela ação do vento ou também por aeradores, mas estamos principalmente falando da incorporação pela ação fotossintética das algas.

Ou seja, o crescimento da população de organismos viáveis do sistema depende da disponibilidade de nutrientes disponíveis no meio, mas também da presença de oxigênio.

As bactérias que decompõem a matéria orgânica em dióxido de carbono, nitrogênio inorgânico e fosfatos dependem também da concentração de oxigênio para realizar essa atividade.

Portanto, é necessária uma simbiose presente nas lagoas facultativas entre as algas e as bactérias, que corresponde a produção de oxigênio realizada pelas algas na fotossíntese que é utilizado na respiração das bactérias, que gera como subproduto o CO<sub>2</sub> que, por sua vez, são consumidas pelas algas. (CRUZ, 2005, p. 31)

Desta forma, o processo dependente da incidência luminosa natural para que ocorra o tratamento das águas residuárias. Pois é por ela, que se incorpora o oxigênio fundamental para o metabolismo das bactérias, que por sua vez decompõe o material dissolvido em nutriente para os produtores primários. (VON SPERLING, 1996, p. 23)

Se o sistema depende da radiação solar, o mesmo se comporta de acordo com os níveis em que ocorre a incidência no sistema. A medida em que se aprofunda no perfil da lagoa, a penetração da luz é menor ocasionando a predominância do consumo de oxigênio sobre a produção primária, até uma eventual ausência de oxigênio dissolvido em maiores profundidades. (VON SPERLING, 1996, p. 21)

Esse ponto ao longo da profundidade é chamado de oxipausa, onde ocorre a igualdade de consumo e produção de oxigênio pelas algas não tendo um balanço positivo para a boa simbiose do sistema (VON SPERLING, 1996, p. 21)

Com isso, pode-se determinar que a estratificação das zonas aeróbias e anaeróbias é consequência da incidência luminosa, comportamento da DBO solúvel e particulada e da simbiose entre microrganismos autótrofos e heterótrofos.

Por isso, o sistema facultativo é dependente das condições ambientais: a radiação solar que determina a velocidade da fotossíntese; temperatura que influencia na atividade metabólica das bactérias e na produção autótrofa, também na solubilidade e transferência de gases e, por fim, o vento que pode determinar as condições de mistura e estratificação do sistema (VON SPERLING, 1996, p. 25).

Sendo assim, tem-se um breve funcionamento da digestão anaeróbia e o mecanismo facultativo de tratamento de águas residuárias. Mas existem outras finalidades para a utilização de lagoas de estabilização que serão trabalhados nos seguintes parágrafos.

### 3.1.2 Lagoas de maturação e polimento na remoção de nutrientes

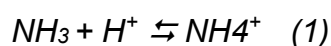
Os processos de remoção de nutrientes e eliminação de patógenos que estão relacionadas as lagoas de polimento e maturação. Esses sistemas não se utilizam da zona anaeróbia para digestão ou o equilíbrio entre produção e consumo de oxigênio. Pelo contrário, é enfatizado a zona aeróbia e seus processos para o pós tratamento de águas residuárias.

Ainda encontra-se no interior dos sistemas de lagoas diferentes espécies de nitrogênio (RIOS, 2007, p. 21), forma de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitritos e nitratos, resultante da nitrificação, e nos casos de ambientes anóxicos ainda há a desnitrificação transformando  $\text{NO}_x^-$  em nitrogênio gasoso  $\text{N}_2$ .

Pode-se argumentar que alguns mecanismos de remoção de nitrogênio não são eficientes em lagoas de tratamento, como por exemplo, no processo de nitratação, ou seja, a oxidação do ácido nitroso no ácido nítrico e posteriormente a formação de nitratos, pela ação das bactérias do gênero nitrobacter. (RIOS, 2007, p. 21) Esse processo é de eficiência menor pela baixa atividade metabólica dessas bactérias em lagoas, fazendo que a via de remoção seja principalmente uma: a volatilização da amônia.

Portanto, o sistema de lagoas de estabilização e seus processos biológicos de remoção do nutriente em questão também se dá pela via físico-químico, mesmo que o meio ambiente propício para essas reações sejam modelados pelos consórcios de bactérias e algas

Pode-se citar que ainda que ocorra assimilação da amônia e nitratos pelas algas, sedimentação do nitrogênio particulado, a remoção físico-química se dá pela equação 1 de reação de equilíbrio (VON SPERLING, 1996, p. 141) (RIOS, 2007, p. 23 - 24):



Ou seja, a amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), que é tóxica nos ambientes aquáticos, é passível de volatilização, já a amônia ionizada não pode ser removida pela volatilização. A 20°C, o pH entorno da neutralidade, a equação será balanceada para direita, portanto, majoritariamente na forma ionizada, já no pH próximo de 9,5, 50% da amônia estará na forma livre e superior a 11 de pH a equação estará balanceada para esquerda praticamente toda a amônia está na forma  $\text{NH}_3$ . (VON SPERLING, 1996, p. 141)



Quando se observa esse fenômeno e associa-se ao comportamento da zona aeróbia das lagoas de estabilização, pode-se perceber que as algas e a produção fotossintética podem ser utilizadas a favor desse deslocamento da reação acima apresentada.

Se não houver a zona anaeróbia para fazer o equilíbrio das reações na dinâmica facultativa ocorrerá a elevação do pH e a saturação do oxigênio dissolvido pela ação das algas e sua produção fotossintética. Nas condições de supersaturação o desprendimento da fase líquida pode auxiliar na volatilização da amônia. (RIOS, 2007, p. 26)

Ou seja, excluindo a zona anaeróbia e tornando as lagoas mais rasas enfatizando os processos de produção primária e troca de gases, as lagoas de tratamento podem alcançar a eficiência de 70% a 90% quando especialmente rasas. (VON SPERLING, 1996, p 142)

Outro nutriente, é o fósforo, que é tratado também pela elevação do pH, no entanto, não pela volatilização, mas sim pela mineralização e conseqüente precipitação dos fosfatos em pH alcalino.

O pH deve ser no mínimo 9 para que haja uma precipitação significativa do fósforo. Em lagoas especialmente rasas e com baixa taxa de aplicação hidráulica a remoção do fósforo situa-se entre 60 e 80%, e quando comparamos a facultativas aeradas a eficiência de remoção não passa de 35%(VON SPERLING, 1996, p. 147).

Desta forma, dois dos principais nutrientes podem ser tratados com uma eficiência de até 90% no caso do nitrogênio e até 80% no caso do fósforo e suas espécies encontradas nas águas residuárias.

Vale ressaltar que a remoção de patógenos também ocorre dentro da mesma dinâmica da remoção de nutrientes, ou melhor, ocorre de maneira otimizada pelos mesmos fatores ambientais encontrados nas lagoas de maturação, como por exemplo: alta insolação e pH, além de conter organismos predadores, competição e compostos tóxicos, no caso de bactérias e vírus. Quando o assunto são cistos de protozoários e ovos de helmintos, o tratamento se dá pela sedimentação (VON SPERLING, 1996, p. 105).

Sendo assim, a penetração da radiação solar e a concentração de oxigênio dissolvido são fundamentais para o favorecimento de uma comunidade aeróbia mais eficiente na eliminação de coliformes, por predação ou por competição (VON SPERLING, 1996, p. 106).

Agora que foram elucidados os processos de digestão anaeróbia, de dinâmica facultativa e remoção de nutrientes e patógenos, pode ser discutido sobre as diferenciações de cada modelo de lagoas: anaeróbias, facultativas, maturação e polimento.

Tendo o conhecimento de que esses modelos aparecem em conjuntos de séries ou paralelos, com diferentes configurações, pois apresentam melhor eficiência de remoção quando utilizados em conjuntos. Possivelmente utilizados de forma isolada não irão apresentar as remoções desejadas e conseqüentemente o tratamento não atingirá os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental.

Primeiramente, deve-se fazer uma divisão entre lagoas de estabilização e maturação e polimento, as primeiras são de dinâmica anaeróbia e facultativa, e as demais são de maturação e polimento. De acordo com a divisão adotada pelo seguinte autor (SOUZA, 2015, p. 31), podemos observar no quadro a seguir:

**Quadro 1 – Diferenças entre lagoas de estabilização (LE) e lagoas de polimento**

<b>Parâmetros</b>	<b>Lagoas de Estabilização</b>	<b>Lagoas de Polimento/ Maturação</b>
<b>Afluente</b>	Esgoto bruto	Esgoto digerido, seja por UASB / LE
<b>Principal objetivo</b>	Remoção de Matéria Orgânica e sólidos em suspensão	Remoção de patógenos e/ ou nutrientes
<b>Área necessária</b>	Muito grande (cerca de 3m <sup>2</sup> /hab)	Considerável (cerca de 1 a 2 m <sup>2</sup> /hab)
<b>Lodo do fundo</b>	Acumulação rápida (250 mg/L)	Acumulação lenta (70 mg/L)
<b>Regimento de escoamento desejável</b>	Mistura completa	Tubular
<b>Odor</b>	Maus e ocasionalmente terríveis odores	Sem problemas de odores
<b>Remoção de nutriente</b>	Baixa	Remoção elevada de NH <sup>3</sup> e PO <sup>4</sup> factível sob condições favoráveis
<b>Área de aplicação</b>	Longe de regiões urbanas	Proximidades da população não é problema
<b>Sistema de tratamento</b>	Centralizado	Descentralizado

Fonte: SOUZA, 2015, p. 31

Essa divisão em dois subgrupos é fundamental pois adota-se a seguinte concepção dentro dessa problemática que é a concentração da matéria orgânica presente no efluente. Portanto, um critério para diferenciação entre lagoas de polimento e maturação, que é a carga orgânica aplicada ao sistema.

Dependendo da sua concentração o comportamento metabólico do tratamento pode ser diferente, ou seja, a carga impõe uma importante caracterização do meio e do projeto. (SOUZA, 2015, p. 27)

Ou seja, lagoas anaeróbias e lagoas facultativas serão utilizadas como sistemas de tratamento secundário que recebem maior concentração de carga orgânica e objetivam principalmente a sua redução. Nesses sistemas o aporte de DBO é maior e são projetados para tanto. (VON SPERLING, 1996, p. 12-16)

Já as lagoas de polimento e maturação são adotadas como pós-tratamento visando a melhoria da qualidade do efluente tratado, assim como o atendimento aos padrões de lançamento determinados pela legislação ambiental.

Nesse ponto, existe uma discussão sobre o conceito de lagoas de maturação e polimento. Ambas são utilizadas como etapa final do processo de tratamento, mas existem autores que apresentam finalidades diferentes (SOUZA, 2015) (VON SPERLING, 1996) (RIOS, 2015).

Para Souza as lagoas de maturação e polimento possuem a mesma função: como etapa final do processo, e objetivando maturar o processo decorrente, removendo organismos patógenos, reduzindo bactérias, vírus, cistos protozoários e ovos de helmintos. (SOUZA, 2015, p. 30)

E completa argumentando que ambas são sistemas de pós-tratamento, um refinamento, do processo de tratamento de lagoas de estabilização e apresentam o mesmo mecanismo de tratamento: altas taxas de fotossíntese e altos valores de pH proporcionando a remoção significativa de nutrientes (SOUZA, 2015, p. 37).

Para Endrik Nardotto Rios (2007, p. 7), existe uma sutil diferença entre as lagoas de maturação e de polimento. As lagoas de polimento são utilizadas como sistemas que ainda recebe aporte maior de matéria orgânica e fazem a complementação do tratamento do efluente.

Sendo assim, de acordo com o autor, a característica do sistema de pós-tratamento depende da eficiência do tratamento anterior e a qualidade do afluente. Hora fazendo a remoção da matéria orgânica em concentração maior que a esperada, e hora fazendo somente a remoção de patógenos.

Complementa a argumentação apontando que as lagoas de polimento surgiram quando não era necessário o dimensionamento de sistemas de pós-tratamento no formato de lagoas facultativas clássicas. Pois a sobrecarga no início do sistema não possuía o mesmo impacto que em sistemas primários, portanto, seu dimensionamento poderia ser de acordo com lagoas de maturação. (RIOS, 2007, p. 9)

Essa aplicação é a mesma apresentada por Von Sperling, (1996, p 149) nos quais os parâmetros e critérios de dimensionamento devem ser baseados na configuração geométrica, tempo de detenção e profundidade de lagoas de maturação. E complementa que polimento é designado quando as lagoas recebem efluente de tratamento de reatores anaeróbios.

Portanto, essa determinação conceitual de lagoas de polimento e maturação está baseada em sua posição dentro do composto de lagoas de estabilização, na série e na configuração, no aporte de matéria orgânica, e no seu real papel dentro do sistema de tratamento.

Lagoas de maturação que ainda recebem aporte de matéria orgânica e possuem papel fundamental na diminuição da concentração no efluente, assim como recebem diretamente efluente tratado podem ser nominados como polimento. Caso contrário, apenas funcionando como redutores de patógenos o conceito de maturação é melhor enquadrado.

Sendo assim, tem-se uma breve elucidação dos processos de digestão anaeróbia e aeróbia e sua aplicação em sistemas de lagoas de tratamento de efluentes e também uma breve discussão sobre a concepção de lagoas de estabilização, polimento e maturação.

#### **4 LEGISLAÇÃO AMBIENTA**

O corpo hídrico receptor do efluente tratado no presente estudo é classificado como Classe 2 pela Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) e enquadrado pelo órgão responsável o Instituto de Água e Terra do Estado do Paraná, e conforme o art. 15 deve obedecer aos padrões de lançamento para tal classificação.

Nesse sentido, o art. 7 da resolução nº 430 de 2011 (BRASIL, 2011) transfere a responsabilidade ao órgão ambiental competente, por meio de norma específica ou no licenciamento da atividade do empreendimento, de estabelecer a carga poluidora

máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formados nos processos produtivos.

No art. 16 da mesma resolução alguns padrões devem ser atendidos quando o efluente tratado é lançado diretamente no corpo receptor, como por exemplo: pH, temperatura, nitrogênio amoniacal total, vazão máxima, materiais sedimentáveis, DBO, toxicidade, entre outros.

No capítulo 3, art. 24, a diretriz da gestão dos efluentes deve por intermédio do automonitoramento, que mais uma vez é direcionada a responsabilidade do órgão cabível, de estabelecer os moldes desse procedimento, em relação aos critérios e averiguação e também quanto as coletas e sistema de amostragem.

Nesse sentido, os principais conjuntos de leis em que o gerenciamento de efluente do objeto de estudo se enquadra é a Declaração de Carga Poluidora, prevista no art. 28 da resolução nº 430/2011 e a Resolução CEMA 070/2009 que dispõe sobre o processo de licenciamento ambiental de empreendimentos industriais do Estado do Paraná.

A Resolução CEMA 070/2009 estabelece os seguintes padrões de lançamento:  $DBO_{5,20} = 50\text{mg/l}$ ,  $DQO = 200\text{mg/l}$ , toxicidade aguda = FTd para *Daphnia magna*: 8 (12,5%) e FTbl para *Vibrio fischeri*: 8 (12,5%), além do pH entre 5 e 9, temperatura inferior a  $40^{\circ}\text{C}$ , materiais sedimentáveis: até 1ml/L em teste de 1 hora em cone de Imhoff e a ausência de materiais de flutuantes.

O enquadramento de acordo com a Portaria IAP 256/2013 o efluente é classificado como classe D com uma vazão entre 101 a  $500\text{ m}^3/\text{dia}$  com uma carga de  $DBO_5$  entre 75 a  $150\text{ kg/dia}$ , sendo necessário uma frequência mensal de amostragem de vazão, temperatura, pH, DQO, DBO, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais, nitrogênio amoniacal, fosforo total e a toxicidade bimestral.

Tal frequência de amostragem e padrões de lançamento serão melhor demonstrados no capítulo exclusivo de caracterização dos efluentes. Assim como o histórico de resultados, seus métodos de análise e informações de coletas.

## **5 EQUIVALENTE POPULACIONAL**

A escolha de um sistema de tratamento é tarefa difícil pela complexidade das variáveis a serem analisadas a suas correlações para a tomada de decisão: por um lado a característica do efluente que depende do processo industrial que o constitui,

dos produtos químicos e matérias primas que são utilizados na fabricação, ou da característica da população caso seja de efluentes sanitários; e por outro lado, as variáveis de preço das tecnologias, da variação da mão de obra para a construção das estruturas, do maquinário, do transporte, da situação econômica, da flutuação da moeda, da diferença salarial entre as regiões, da manutenção do sistema, do clima e da capacidade técnica (SANTOS, 2018) (SOUZA, 2018) (ESTRELA e LEITE, 2000) (CANTO e CECI, 2022) .

Além disso, tem-se diversas categorias como as de custos de implantação: que equivale a construção das estruturas, da compra de materiais, da concepção do projeto; também dos custos de operação: que correspondem a mão de obra de técnicos, de vigias e operadores, além de compostos químicos e custos de energia; e por fim, os custos de manutenção, como as intervenções preventivas e corretivas, e os itens necessários para tanto.

Sem falar nos critérios ambientais como: altura do lençol freático, as características do perfil do solo, a classificação do corpo hídrico receptor, a legislação a ser atendida, a localização do empreendimento.

Ou seja, não é tarefa fácil escolher um sistema de tratamento de efluentes. Mas mesmo assim, essa escolha deve ser feita. Para isso, existem diversos estudos de viabilidade comparando tecnologias, sistemas de várias composições diferentes em diversas localizações diferentes para uma grande variedade de tipos de efluentes.

SANTOS aponta um número médio para diferentes processos e estações de tratamento de efluentes, com as seguintes curvas de implantação: encontraram média de R\$ 157/hab para sistemas de lodos ativados; R\$ 65/hab para implantação de sistemas de lagoas; e R\$ 51/hab para sistemas de reatores UASB seguidos de pós tratamento (os valores são relativos à data base de nov/2002) (2018, p.8).

Mas esses valores podem ser fortemente impactados por outros elementos, como os aspectos geotécnicos e topográficos, ou seja, o aterro e a fundações ou a escavação podem representar um aumento dos custos e a inviabilidade de uma escolha.

Nesse sentido, a determinação de sistemas baseados em apenas uma variável pode causar ineficiência global do tratamento, o mesmo autor aponta que a mesma estação de tratamento tem diferentes objetivos, portanto, não é somente as questões econômicas ou construtivas.

Exemplifica que sistemas de lodos ativados em conjunto com lagoas de maturação apresentam um custo maior de construção, sendo pouco atrativo quando o assunto é a remoção de matéria orgânica, mas esse mesmo tratamento pode remover até quatro categorias de patógenos e quantidades substanciais de amônia. (SANTOS, 2018, p.11)

Além disso, existe uma grande variação dos valores das diferentes configurações de sistemas de lagoas de estabilização quanto se opta por essa metodologia, como observado na tabela a seguir:

**Tabela 1 – Custo de construção para 84 ETES no Brasil – Data base: Jan/2017**

<b>Tipo</b>	<b>Número de dados</b>	<b>População (mín - máx)</b>	<b>Custos por habitantes (R\$/hab)<sup>1</sup></b>
Lagoas facultativas e lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas	15	2.089 - 61.000	145 - 245
Lagoas facultativas e anaeróbio - facultativas seguidas de lagoas de maturação	10	1.000 - 14.485	320 - 590
Reator UASB	5	4.320 -15.146	60 – 195
Reatores UASB seguidos de uma ou duas lagoas de maturação em série	10	5.135 - 138.000	300 - 470
Reatores UASB seguidos de três ou mais lagoas de maturação em série	4	7.292 - 41.330	415 - 700
Reatores UASB seguidos de filtros anaeróbios	9	1.381 - 199.041	230 - 350
Reatores UASB seguidos de filtros biológicos percoladores	22	4.584 - 300.000	230 - 395
Lodos ativados	9	40.000 - 1.500.000	385 - 475

**Fonte: SANTOS, 2018, p. 11**

Ou seja, pode-se ter uma variação de 392% entre o tipo de reatores UASB e o mesmo sistema seguido de lagoas de maturação, uma diferença muito grande quando é necessário dados assertivos para investimento de alto valor.

Pode-se optar por uma outra divisão de custos, como por exemplo, os custos de mão de obra, que na Indonésia representa 36% do total de gastos, 22% nas ETE´s mais simples e 55% em sistemas mais complexos.

Ainda tem-se os custos de energia dos sistemas aerados que podem representar um quarto dos custos operacionais podendo variar de 4 a 22%. E conclui que os filtros anaeróbios e das lagoas possuem investimentos e custos operacionais

menores, por outro lado, os sistemas mais caros nesse quesito são os biorreatores de membranas. (SANTOS, 2018, p. 18)

Ou ainda, equipamentos mecanizados e processos complexos que requerem grandes consumos de energia podem aumentar significativamente os custos operacionais, sendo 4 a 5,5 vezes maior o custo de sistemas mecanizados em relação a sistemas de lagoas e 4 a 6,5 quando comparado a sistemas de disposição no solo.

Na tabela 2, a seguir pode-se observar uma comparação entre os diferentes custos de manutenção e operação, implantação e área, nos quais os lodos ativados possuem maior custo de manutenção e operação, pela necessidade de laboratórios especializados para análise do lodo, aeradores e processos de descarga e secagem do lodo, por outro lado, em comparação com o os requisitos de área precisam de menos em relação às lagoas facultativas.



**Tabela 2 – Custos operacionais (Jan/2017) para diferentes processos de tratamento**

<b>Sistema</b>	<b>Operação e Manutenção (R\$/hab.ano)</b>	<b>Operação e Manutenção (R\$/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Implantação (R\$/hab)</b>	<b>Demanda de área (m<sup>2</sup>/hab)</b>
Tratamento primário (tanques sépticos)	5 - 10	0,09 - 0,18	97 - 182	0,03 - 0,05
Tratamento primário convencional	5 - 10	0,09 - 0,18	97 - 182	0,02 - 0,04
Tratamento primário avançado	24 - 42	0,46 - 0,81	121 - 242	0,04 - 0,06
Lagoa facultativa	6 - 10	0,12 - 0,18	121 - 194	2,0 - 4,0
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa	6 - 10	0,12 - 0,18	109 - 170	1,5 - 3,0
Lagoa aerada facultativa	12 - 24	0,23 - 0,46	145 - 242	0,25 - 0,5
Lagoa aerada + lagoa sedimentação	12 - 24	0,23 - 0,46	145 - 242	0,2 - 0,4
Lagoa anaeróbia + facultativa + maturação	7 - 12	0,14 - 0,23	242 - 448	3,0 - 5,0
Lagoa anaeróbia + facultativa + de alta taxa	10 - 17	0,18 - 0,32	145 - 242	2,0 - 3,5
Lagoa anaeróbia + facul. + remoção dealgas	10 - 17	0,18 - 0,32	145 - 242	1,7 - 3,2
Infiltração lenta	2 - 7	0,05 - 0,14	61 - 242	10 - 50
Infiltração rápida	4 - 10	0,07 - 0,18	61 - 242	1,0 - 6,0
Escoamento superficial	6 - 12	0,12 - 0,23	97 - 242	2,0 - 3,5
Wetlands	6 - 12	0,12 - 0,23	121 - 242	3,0 - 5,0
Tanque séptico + filtro anaeróbio	15 - 24	0,28 - 0,46	194 - 363	0,2 - 0,35
Reator UASB	7 - 12	0,14 - 0,23	48 - 145	0,03 - 0,10
UASB + LA	18 - 36	0,35 - 0,69	145 - 303	0,08 - 0,2
UASB + biofiltro aerado submerso	18 - 36	0,35 - 0,69	145 - 303	0,05 - 0,15
UASB + filtro anaeróbio	10 - 18	0,18 - 0,35	170 - 266	0,05 - 0,15
UASB + FBP de alta carga	15 - 22	0,28 - 0,41	182 - 303	0,1 - 0,2
UASB + flotação por ar dissolvido	17 - 27	0,32 - 0,51	182 - 303	0,05 - 0,15
UASB + lagoas de polimento	8 - 17	0,16 - 0,32	218 - 545	1,5 - 2,5
UASB + lagoa aerada facultativa	12 - 24	0,23 - 0,46	182 - 303	0,15 - 0,3
UASB + lagoa aerada + lagoa de decantação	12 - 24	0,23 - 0,46	182 - 303	0,1 - 0,3
UASB + escoamento superficial	12 - 22	0,23 - 0,41	182 - 303	1,5 - 3,0
Lodos ativados convencional	24 - 48	0,46 - 0,92	291 - 363	0,12 - 0,25
Lodos ativados - aeração prolongada	24 - 48	0,46 - 0,92	242 - 327	0,12 - 0,25
Lodos ativados - batelada (aeração prolongada)	24 - 48	0,46 - 0,92	242 - 327	0,12 - 0,25
Lodos ativados convencional + N	24 - 61	0,46 - 1,15	339 - 484	0,12 - 0,25
Lodos ativados convencional +N + P	36 - 67	0,69 - 1,27	363 - 545	0,12 - 0,25
Lodos ativados conv. + filtração terciária	36 - 67	0,69 - 1,27	363 - 545	0,15 - 0,30
FBP de baixa carga	24 - 36	0,46 - 0,69	182 - 363	0,15 - 0,30
FBP de alta carga	24 - 36	0,46 - 0,69	182 - 363	0,12 - 0,25
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	24 - 42	0,46 - 0,81	145 - 303	0,10 - 0,15
Biofiltro aerado submerso +N	24 - 42	0,46 - 0,81	182 - 363	0,10 - 0,15
Tanque séptico + biodisco	24 - 36	0,46 - 0,69	303 - 363	0,10 - 0,20

Fonte: Adaptado de SANTOS, 2018, p. 23

E ainda a seguinte tabela 3 mostra a relação de custos por metro cúbico de efluentes de diversos tipos de tratamento apresentado pelo autor:

**Tabela 3 – Resumo dos custos operacionais encontrados na revisão bibliográfica (R\$/m³ - Jan/2017)**

	Hernández-Sancho e Sala-Gerrido (2009)	Rodríguez-García et al (2011)	Von Sperling (2016)	Von Sperling (2014)	Sampaio e Gonçalves (1999)	Baptista e Rodrigues (2014)	Brost el, Nedere Souza (2011)	Trennepohl (2016)
Mínimo	-	0,24	0,56	0,05	0,3	0,47	0,28	0,8
Máximo	-	1,5	2,78	1,27	0,3	1,83	4,95	0,8
Média*	2,73 / 1,43**	0,79	1,43	0,34	0,3	0,98	1,49	0,8
Mediana	-	0,79	1,32	0,25	0,3	0,95	1,03	0,8
<u>Energia</u> Média (%)	0,37 / 0,18** (13%/12%)	0,21	0,14	-	0,06	-	0,22	0,26 (33%)
		-26%	-10%		-20%		-15%	
<u>Pessoal</u> Média (%)	1,14 / 0,59** (42%/41%)	0,28	0,38	-	0,12	-	1,12	0,21 (26%)
		-35%	-27%		-41%		-75%	
n (tamanho da amostra)	338	24	13	-	1	38 (7)***	12	2
Região / País	Espanha	Valência / Espanha	Brasil	Brasil	São Paulo / Brasil	Espírito Santo / Brasil	Distrito Federal / Brasil	Santa Catarina / Brasil

\*O desvio padrão não foi informado nos trabalhos. \*\*\*Média da ETES com índices de eficiência menor e maior, respectivamente, do que a média da amostra geral. \*\*\*Valores mínimos, máximos, média e mediana referem-se aos valores dos 7 agrupamentos apresentados pelos autores, que foram calculados com base em 38 ETES

**Fonte: SOUZA, 2018, p. 29**

Ou seja, são muitas dimensões a serem analisadas para a tomada de decisão e ainda podemos ter algumas variáveis que podem complicar ainda mais a situação, por exemplo: quando os autores: ESTRELA e LEITE (2000) foram utilizar uma metodologia de implantação de uma estação de tratamento de efluentes de curtume, com tratamento primário, com coagulação, floculação e decantação, tratamento secundário com lodos ativados seguindo de lagoas facultativas, encontraram a seguinte tabela 4.

Nele pode ocorrer o aumento da produção e o seu posterior impacto na produção de efluentes, nos custos operacionais, na implantação e na área:

**Tabela 4 – Custo médio para implantação de uma ETE**

<b>Curtume de wet - blue - Caso em análise</b>					
Produção de couro/dia	100,00	250,00	500,00	1.000,00	2.000,00
Peso base salgada (ton)	2,50	6,25	12,50	25,00	50,00
Peso base em sangue (ton)	3,34	8,34	16,67	33,40	66,68
Volume de Efluente (m <sup>3</sup> )	45,00	113,00	225,00	450,00	900,00
Área ocupada pela ETE (em m <sup>2</sup> )	300,00	600,00	1.000,00	1.400,00	2.000,00
Custo operacional em R\$/m <sup>3</sup>	1,40	1,15	1,10	1,00	0,80
Custo operacional em R\$/m <sup>2</sup>	0,18	1,13	0,12	0,11	0,09
Custo de implantação (em R\$ 1.000,00)	90,00	130,00	180,00	300,00	490,00

**Fonte: ESTRELA E LEITE, 2000, p.11**

O que demonstra nessa tabela 4 é a complexidade dos sistemas de tratamento e o acréscimo proporcional entre os valores de produção de couro e volume de produção de efluentes, sendo esse aumento diretamente proporcional nas últimas colunas da tabela.

No entanto, os custos operacionais em R\$/m<sup>3</sup> de efluente decaem, indicando que essa tecnologia pode ser viável para sistemas com grandes vazões, tornando os custos operacionais menores em relação à produtividade da fábrica.

Ou seja, quanto mais a fábrica produzir menor os custos, em relação a produção, tornando essa alternativa atraente para os gestores que deverão tomar a decisão de escolha (ESTRELA E LEITE, 2000, p. 11).

Por outro lado, se uma estação de tratamento já possui lagoas facultativas pode-se preferir não a construção de mais uma em série, mas sim a implementação de aeradores e transformar o sistema em Lagoas Facultativas Aeradas, como o exemplo da pesquisa de SOUZA, JÚNIOR e MATSUMOTO (2019).

Ao comparar durante 30 dias os sistemas de lagoas facultativas sem e com a tecnologia de aeração chegaram a resultados, desta última, de eficiência de 93% de remoção de DBO e sendo assim, possível o enquadramento do lançamento de efluentes do Estado de São Paulo.

O sistema era alimentado com uma vazão de 3.000 m<sup>3</sup>/dia ou 34,72 L/s em uma lagoa de volume de 34.200m<sup>3</sup> e usando a metodologia apresentada por Von Sperling (1996), a ETE poderia até aumentar a sua capacidade de 35% chegando, se mantido a concentração de DBO, aos 46,7 L/s.

Essa relação podemos observar na seguinte tabela 5 que demonstra uma análise de custos para a instalação de aeradores do tipo cachoeira, uma relação de materiais e fornecimento de energia:

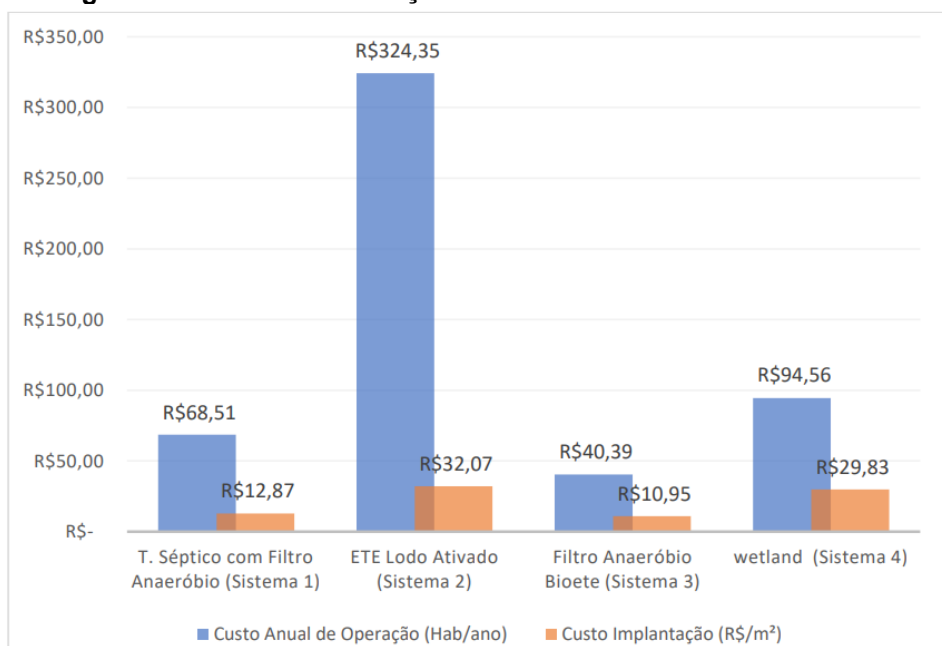
**Tabela 5 – Custos para instalação dos aeradores cachoeira**

ITEM	QUANTIDADE	UNIDADE	VALOR UNITÁRIO (R\$)	VALOR TOTAL (R\$)
<b>CUSTO PARA IMPLANTAÇÃO</b>				
Aeradores superficiais tipo cachoeira	68	unid.	5.090,00	346.120,00
Cabo de aço inox	390	m	20	7.800,00
Fornecimento de quadro elétrico de comando	1	unid.	29.210,00	29.210,00
Interligação de energia na Área da ETE (1)	1	gb .	10.000,00	10.000,00
			<b>Total</b>	<b>367.860,00</b>
<b>CUSTO ANUAL PARA MANUTENÇÃO DO SISTEMA</b>				
Custo energia(2)	219.000	KWh/ano	0,42	91.980,00
Serviço de manutenção dos aeradores (3)	20	Unid.	1.850,00	37.000,00
			<b>Total</b>	<b>128.980,00/ano</b>

Fonte: SOUZA, JÚNIOR e MATSUMOTO, 2019, p. 7

Ou seja, a construção de uma nova estrutura, como uma lagoa facultativa, pode não ser uma alternativa viável, mas sim adaptá-la e otimizar seu processo de estabilização da matéria orgânica torna a escolha ainda mais difícil e complexa.

Ainda pode ser citado a utilização de tecnologias como os filtros anaeróbios de fluxo horizontal, como no estudo de CANTO e CENCI, (2022) quando calculado a contribuição de um condomínio doméstico de acordo com a NBR 7229 chega-se a valores de 6.240 litros de efluentes diários. Sendo necessário uma estrutura retangular com dimensões de 220 cm por 330 cm e altura útil de 120 cm adotando um volume de 8.712 litros. E ainda comparando a construção do filtro anaeróbio com outras duas tecnologias:

**Figura 2 – Gráfico de avaliação de custos entre os sistemas**

Fonte: CANTO e CENCI, 2022, p. 15

Ou seja, existem tecnologias de custos baixos tanto de operação quanto de implantação que podem ser viáveis e apresentar bons resultados para o tratamento de efluentes.

Desta forma, será adotado o cálculo de equivalente populacional para comparação superficial dessa questão de custos que foi discutida nesse capítulo. A problemática apresenta diversos níveis de análise, inúmeras variáveis, no entanto, o equivalente populacional ainda pode ser levado em consideração, mas é necessário ter em mente esse número de questões a serem ponderadas.

## 6 MATERIAS E MÉTODO

### 6.1 Caracterização do efluente

As coletas foram realizadas durante o período de 17/05/2018 até 03/06/2020, no emissário de uma ETE de um cervejaria com a frequência mensal, amostragem simples, buscando monitorar vazão Demanda Química de Oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ), Demanda Biológica de Oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal ( $N_{amo}$ ), fósforo total (P) e sólidos suspensos totais (SST), pH e temperatura.

Seu monitoramento era processo para a melhoria constante de seu sistema de tratamento, e também para os relatórios de automonitoramento e declaração de carga poluidora de acordo com a legislação em que está submetida.

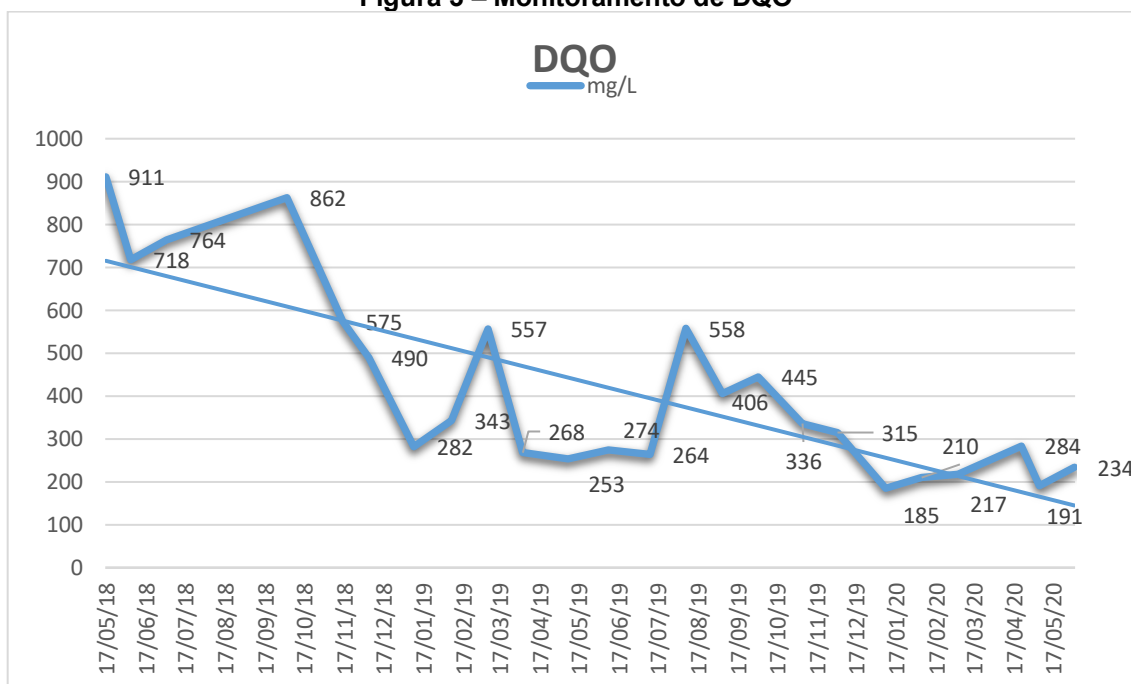
**Tabela 6 – Monitoramento do efluente final**

<b>Data da coleta</b>	<b>DQO</b> mg/L	<b>N. AMON.</b> mg/L	<b>Ph</b>	<b>T</b> °C	<b>DBO5</b> mg/L	<b>Fosf. Total</b> mg/L	<b>S.S.T.</b> mg/L
17/05/2018	911	13	7,5	23	314	2,6	188
05/06/2018	718	4,7	8	18	302	5,8	140
03/07/2018	764	1	7,5	18	125	6,3	140
04/10/2018	862	0,8	8,7	28	391	0,1	132
16/11/2018	575	4,5	7,4	21	164	5,5	320
06/12/2018	490	4,3	7,9	28	76	10	160
10/01/2019	282	23	8,4	29,2	125	8,3	132
08/02/2019	343	23,3	8,2	28	168	8,3	96
08/03/2019	557	16	8,3	29	95	8,3	1548
04/04/2019	268	19	8,3	24	95	12,3	136
09/05/2019	253	12,5	7,8	26	71	7,5	88
09/06/2019	274	0,1	8,4	18,9	116	9	160
11/07/2019	264	4,5	8,4	17,9	70	8,3	176
08/08/2019	558	10,5	8,6	21,2	196	9,5	260
05/09/2019	406	14	8,2	22,4	147	10	152
03/10/2019	445	28,3	8	28,2	155	8,8	124
06/11/2019	336	10,3	8,4	28	88	10,3	220
03/12/2019	315	13,3	9	28,2	101	15	260
09/01/2020	185	12,5	7,9	29	60	11	120
06/02/2020	210	14	8,3	32	82	8	100
05/03/2020	217	25,3	8,2	28,7	61	8,8	80
23/04/2020	284	22,5	8,9	24	141	9	92
07/05/2020	191	22,5	8,2	25	59	8	100
03/06/2020	234	19,5	7,7	22	83	5,5	162

**Fonte: autoria própria**

Pode-se também observar as variações do monitoramento da DQO na figura 3 ao longo do período registrado:

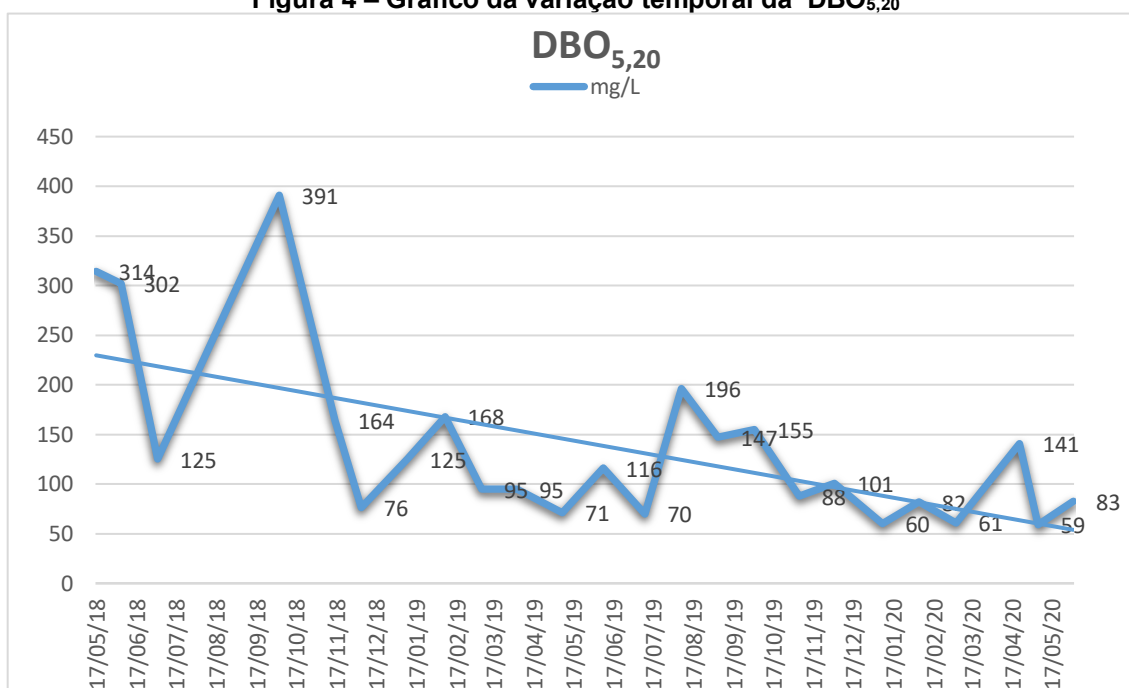
Figura 3 – Monitoramento de DQO



Fonte: autoria própria

Quando se observa o comportamento do gráfico nota-se o decaimento das concentrações de lançamento e de DQO ao longo do tempo, representando um aumento na eficiência do processo de estabilização da matéria orgânica, mas ainda diferente dos 150 mg/L necessários para alcançar os limites.

Da mesma maneira também há o registro do lançamento da DBO na figura 4:

Figura 4 – Gráfico da variação temporal da DBO<sub>5,20</sub>

Fonte: autoria própria

O gráfico de DBO também demonstra essa linha de tendência de decaimento, mas ainda não alcançando o limite de 50 mg/L de concentração do efluente. Essa característica da linha é devido aos altos valores encontrados no começo da série de dados, ou melhor, a partir do dia 17 de dezembro de 2018 os valores apresentam uma média de 110,5 mg/L.

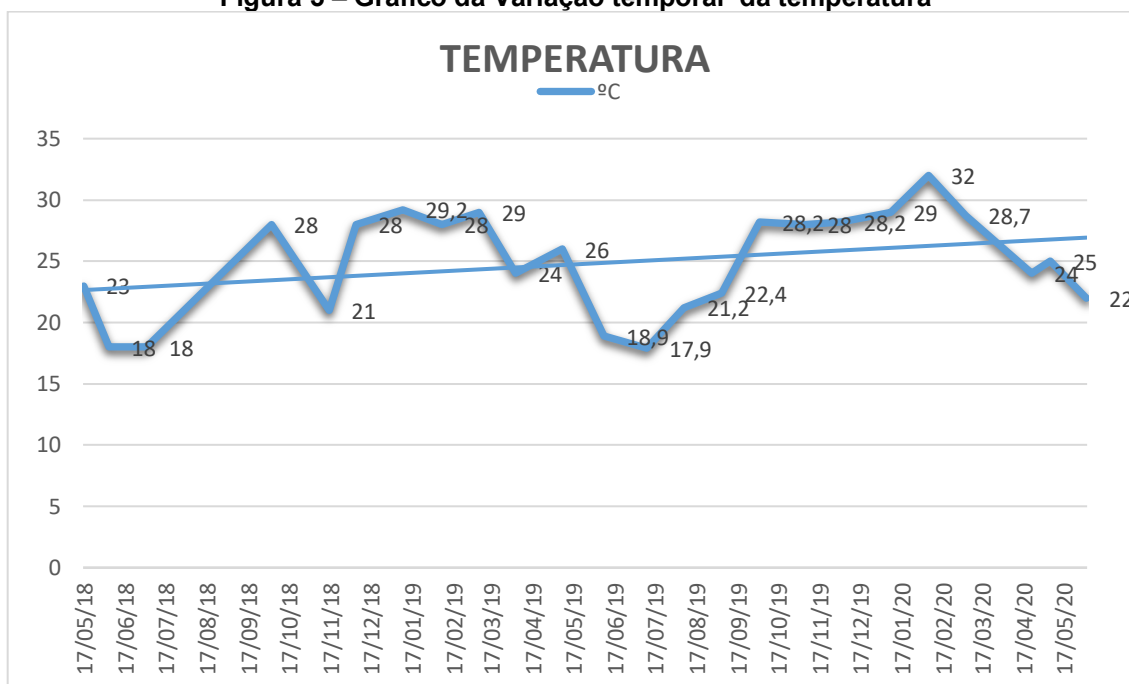
Outra observação que pode ser feita é a existência de uma variação entre os meses mais frios e mais quentes, mas em relação ao ganho de eficiência global é pouco efetivo, essa lógica também se repete para as concentrações de DQO

Sendo assim, no período do monitoramento, não existe uma melhoria significativa em termos de estabilização de matéria orgânica quando observamos os padrões de lançamento, demonstrando que o sistema não consegue atuar no tratamento do efluente em questão, necessitando uma ação para sua melhoria.

Outro dado que complementa essa análise é a série de temperatura, na figura 5 temos o gráfico de variação temporal da temperatura ao longo do período do monitoramento:



Figura 5 – Gráfico da Variação temporal da temperatura

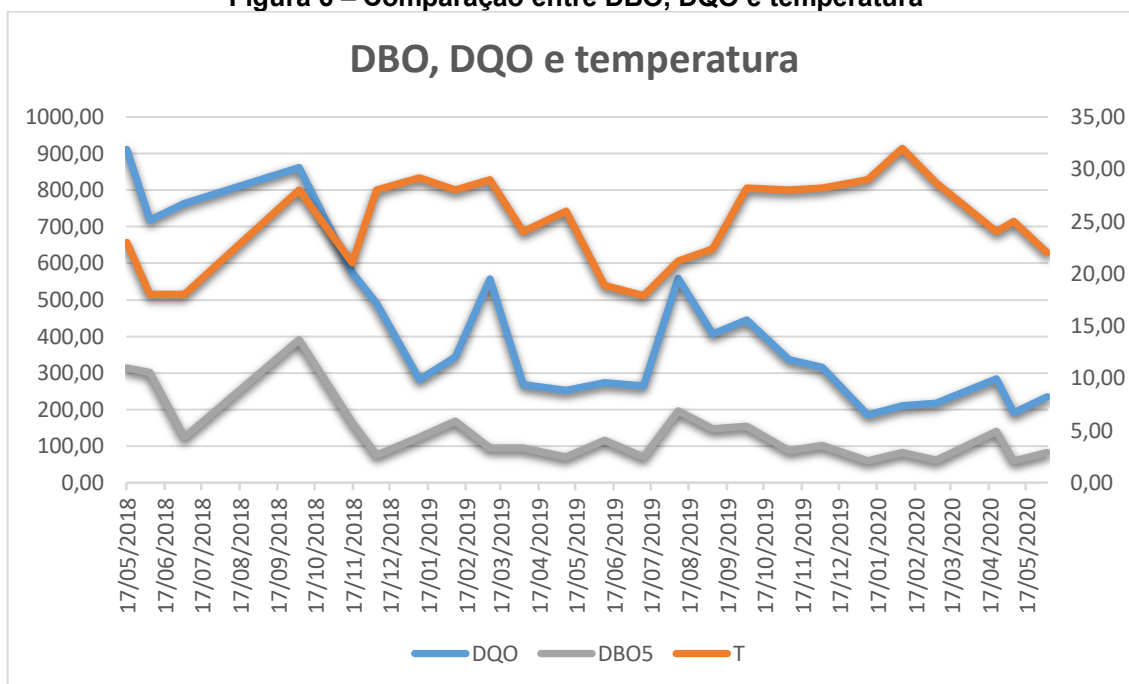


**Fonte: autoria própria**

Pode-se observar o decaimento da temperatura nos meses mais frios do ano, os meses de junho, julho agosto e setembro. Demonstrando a relação das condições climáticas ambientais que existe nesse sistema de tratamento de efluentes, pois tanto na DBO quanto na DQO existe um pico de concentração no mês de agosto.

Na figura 6, a seguir uma comparação entre a DBO, DQO e a temperatura buscando compreender melhor a sua interrelação:

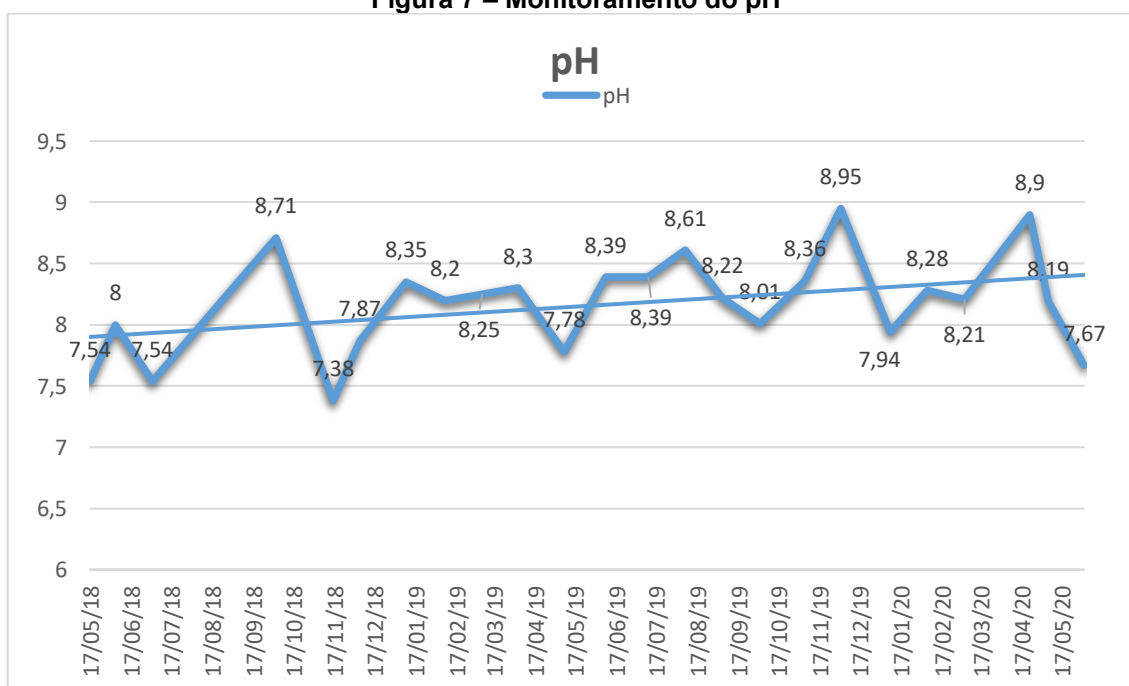
Figura 6 – Comparação entre DBO, DQO e temperatura



Fonte: autoria própria

Outros dois gráficos não apresentam grandes variações em relação a temperatura, que são os de pH e de sólidos suspensos totais que podem ser observados nas figuras 7 e 8 a seguir:

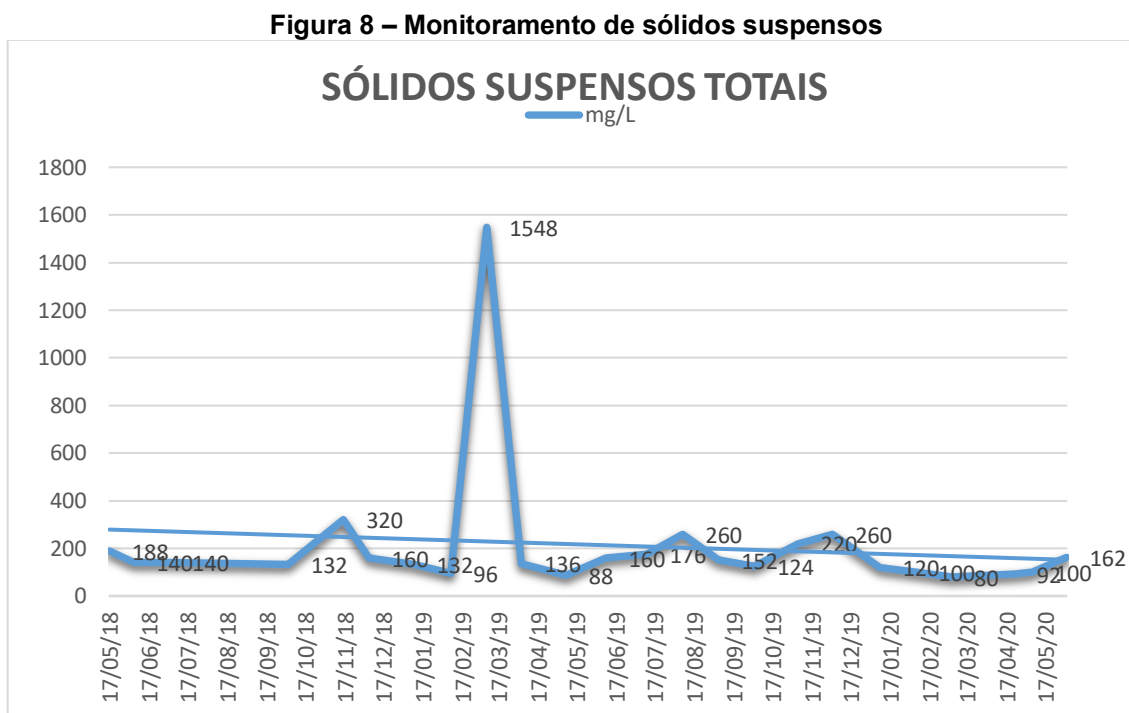
Figura 7 – Monitoramento do pH



Fonte: autoria própria

Pode-se observar que em nenhum momento o pH está fora dos padrões de lançamento, se mantendo entre os valores de 7 a 9. E existe uma relação de aumento da linha tendência de aumento do pH em contraste com a linha descendente da DBO e DQO, apontando um possível ganho de eficiência com o aumento do pH.

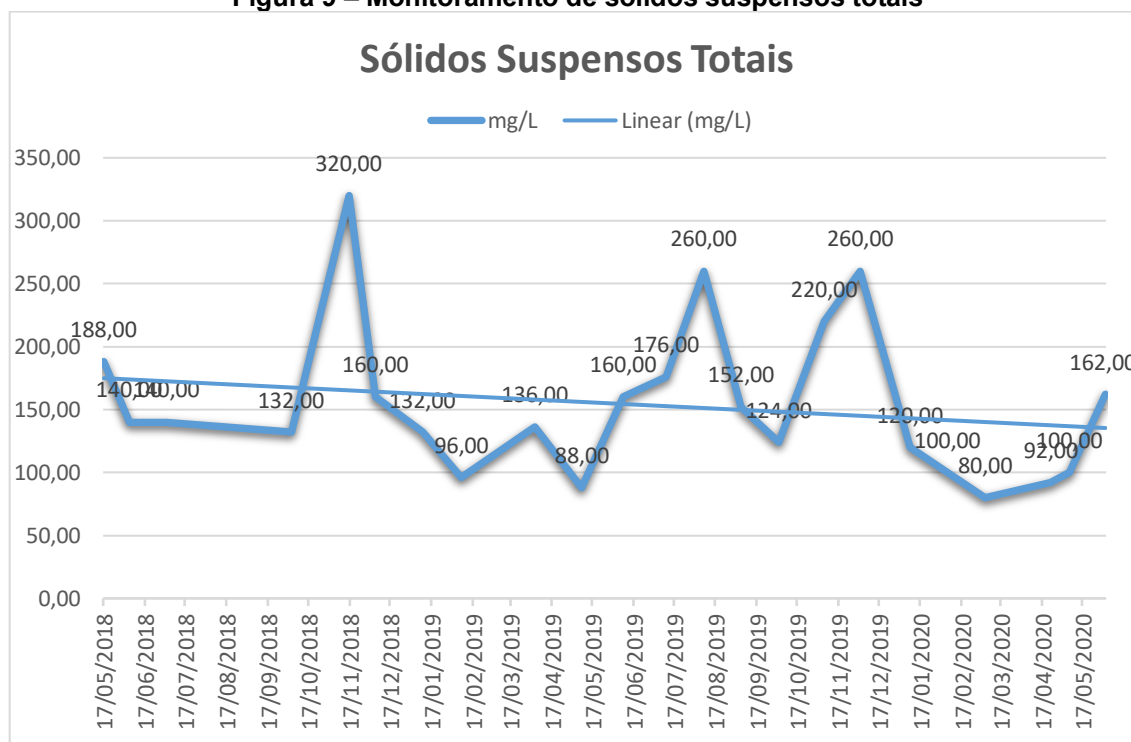
Continuando a caracterização tem-se o seguinte dado:



Fonte: autoria própria

Quando retira-se o valor muito acima dos demais tem-se a seguinte série:

**Figura 9 – Monitoramento de sólidos suspensos totais**

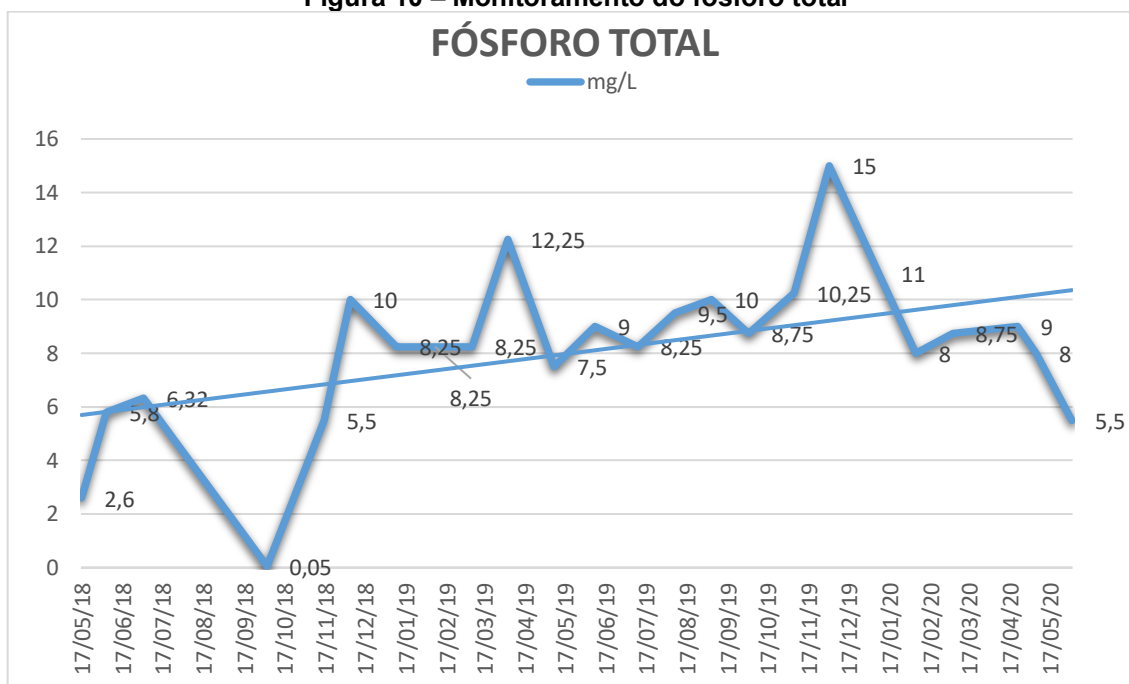


Fonte: autoria própria

Pode-se observar que mesmos valores altos de DBO e DQO não apresentaram relação com a concentração de SST, isso é evidente no primeiro quarto do gráfico e também podemos observar que a temperatura não influencia diretamente na concentração dessa característica, pois os picos e vales de concentração em épocas de calor e isso se repete no frio, podendo estar muito mais relacionados com os ciclos de aumento de produção e vazão de efluente, e diminuição de tempo de detenção do que o fator climático, pode-se observar os picos de final de ano, mais especificamente nos meses de outubro.

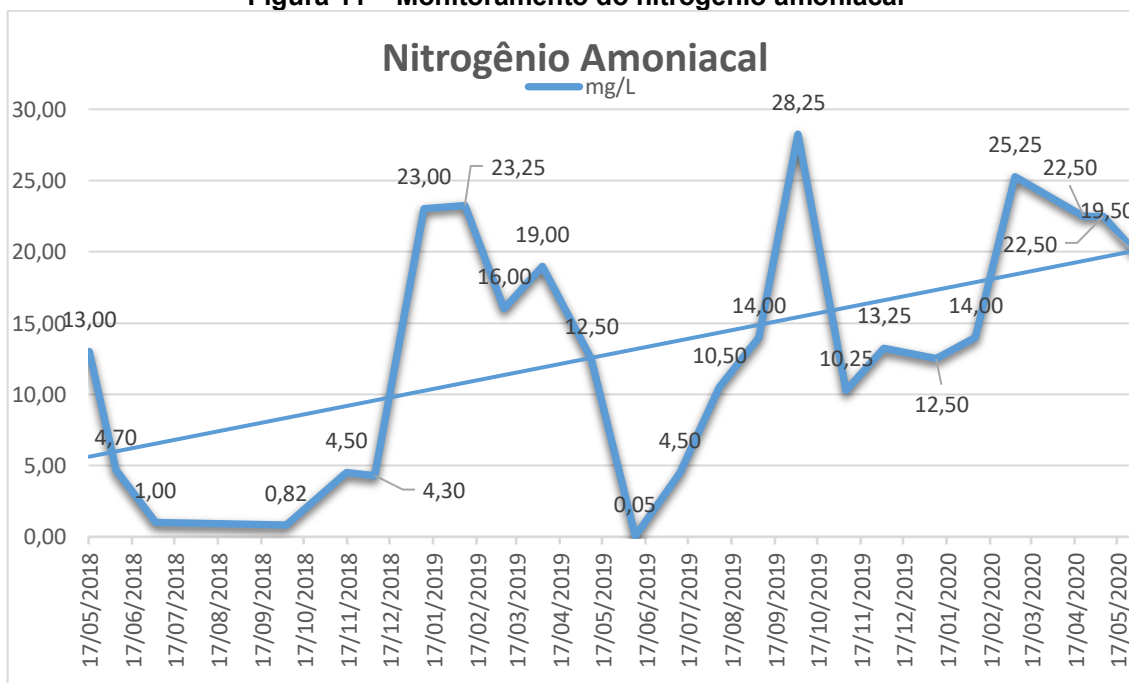
Em contrapartida, outros dois elementos apresentam variações que tornam as interrelações ainda mais difíceis: o monitoramento do fósforo total na figura 10 e o nitrogênio amoniacal na figura 11:

Figura 10 – Monitoramento do fósforo total



Fonte: autoria própria

Figura 11 – Monitoramento do nitrogênio amoniacal



Fonte: autoria própria

Em relação as suas flutuações pode-se inferir apenas que a sua curva de tendência demonstra uma piora na eficiência do tratamento a medida em que existe um ganho global de decaimento de DBO e DQO.

Sendo assim, a seguinte relação entre as médias e seus respectivos limites de lançamento de efluentes na tabela 7:

**Tabela 7 – Média do monitoramento e limites de lançamento**

	<b>DQO</b>	<b>N. AMON.</b>	<b>Ph</b>	<b>T</b>	<b>DBO<sub>5</sub></b>	<b>Fos. Total</b>	<b>S.S.T.</b>
	<b>mg/L</b>	<b>mg/L</b>		<b>°C</b>	<b>mg/L</b>	<b>mg/L</b>	<b>mg/L</b>
média	271	14	8,3	25,5	91,5	8,9	138
limite	200	20 mg/L	5 a 9	> 40°	50	0,1 mg/L.P	50

**Fonte: autoria própria**

A maior diferença entre os limites de lançamento e as concentrações do efluente está no valor de fósforo total que é 89 vezes a concentrações que devem ser lançadas no corpo receptor.

Ou seja, a escolha adequada do tratamento deve, além de analisar os requisitos de DBO<sub>5</sub> e DQO, mas também a eficiência de remoção de fósforo total e nitrogênio amoniacal, pois o pH pode estar dentro dos padrões de lançamento, no entanto, não conseguem otimizar os processos de remoção de nutrientes.

## **6.2 Equações e definições para a lagoa de maturação**

A escolha pelo uso de lagoas de maturação é baseada em seu funcionamento simples e de baixo custo de manutenção em relação a outras tecnologias que envolvem incremento em energia, trabalhadores especializados, instalações específicas para o tratamento de efluentes, tendo o conhecimento que a empresa não pode correr o risco de ainda apresentar valores superiores aos limites de lançamento.

Outro fator importante de escolha é a elevada eficiência de remoção de nutrientes N e P, possibilitando a volatilização da amônia e a precipitação dos fosfatos.

A remoção de amônia e fosfato é maior em lagoas de polimento com baixas profundidades (inferiores a 1,0m). Nestas lagoas, a massa líquida tende a se apresentar com elevados valores de pH, em decorrência da fotossíntese intensa que ocorre em todo o volume da lagoa. Os elevados valores de pH propiciam a volatilização de amônia e a precipitação dos fosfatos, mas sabendo que para uma excelente remoção por volatilização o pH deve estar acima de 11, valor não observado no objeto de pesquisa. (SPERLING, 1996, p. 151)

O mesmo autor ainda cita que a remoção do fósforo entre lagoas especialmente rasas e lagoas aeradas é significativa, apresentando para as primeiras 60 a 80% enquanto para a segunda de 35% de remoção, mas nesse caso ainda não atendendo os padrões de lançamento e para atingir esses valores de remoção deve-se ter o pH da lagoa no mínimo de 9 no limite dos padrões de lançamento, na melhor das circunstâncias ainda apresentando valores de 1,78 mg/L de fósforo total. (SPERLING, 1996, p. 147)

Portanto, quando analisa-se a relação de custos de manutenção e operação em conjunto com a eficiência do tratamento podemos supor que a adoção das lagoas de polimento especialmente rasas é uma alternativa para o tratamento, pois pode-se atingir valores de remoção tanto de DBO e DQO quanto de nutrientes dentro dos limites de lançamento de efluentes, mas ainda é necessário observar os fatores construtivos para melhor julgamento da escolha.

Desta forma, será utilizado o dimensionamento apresentado por VON SPERLING (1996) objetivando esclarecer esse assunto, sendo assim, será adotado a metodologia na seguinte ordem: primeiramente a taxa de aplicação superficial, para determinar a área necessária de exposição solar para que o total de algas sejam capaz de, por intermédio da fotossíntese, produzir oxigênio suficiente para suprir a demanda e assim fazer a estabilização da matéria orgânica.

Em seguida, a determinação da profundidade, para obter o volume da lagoa. Conseqüentemente, pode-se levantar o tempo de detenção hidráulica, grandeza que está ligada à atividade das bactérias aeróbicas e por fim, a geometria da lagoa, mais especificamente a relação comprimento e largura, e também os critérios que determinam o regime de mistura.

Para a taxa de aplicação superficial será usada a seguinte equação:

$$A = L / L_s$$

Onde:

A = área requerida para a lagoa (ha)

L = carga de DBO total (solúvel + particulada) afluente (kgDBO5/d)

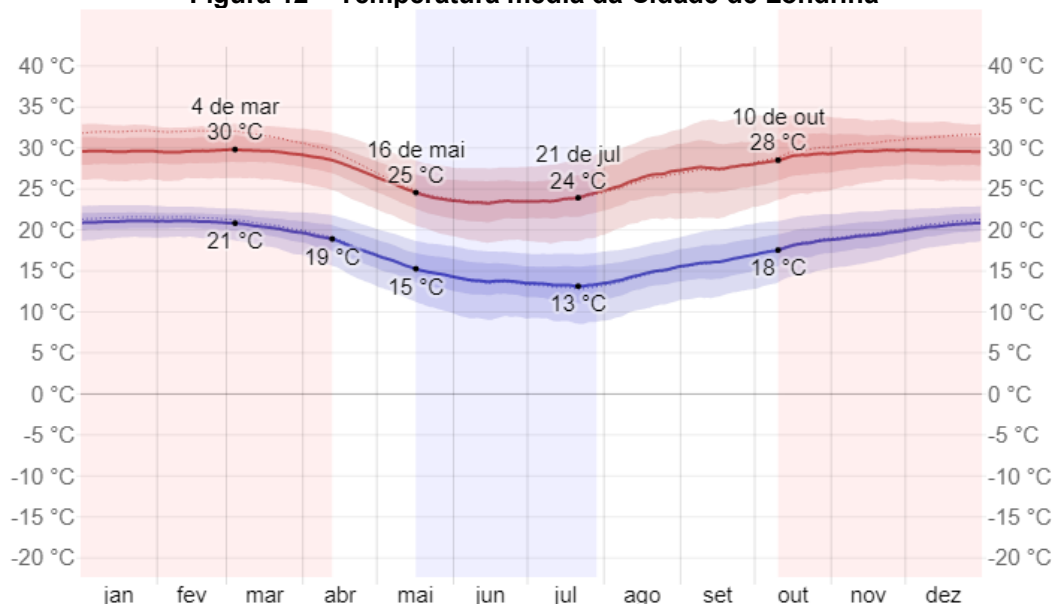
$L_s$  = taxa de aplicação superficial (kgDBO5/ha.d)

Para taxa de aplicação superficial será utilizado a seguinte equação, pois de acordo com o autor (SPERLING, 1996, p. 32) pode apresentar valores elevados em temperaturas acima de 25C°, e recomenda-se carga máxima de 350 kgDBO5/ha.d.

$$L_s = 350 * (1,107 - 0,002 * T)^{(T-25)}$$

Para a temperatura temos o seguinte monitoramento:

**Figura 12 – Temperatura média da Cidade de Londrina**



Fonte: <https://pt.weatherspark.com/y/29737/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Londrina-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em (08/08/2022)

**Figura 13 - Temperatura média da Cidade de Londrina**

Média	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Alta	30 °C	30 °C	30 °C	28 °C	25 °C	23 °C	24 °C	26 °C	28 °C	29 °C	30 °C	30 °C
Temp.	25 °C	25 °C	24 °C	23 °C	20 °C	18 °C	18 °C	20 °C	21 °C	23 °C	24 °C	25 °C
Baixa	21 °C	21 °C	20 °C	18 °C	15 °C	14 °C	13 °C	15 °C	16 °C	18 °C	19 °C	21 °C

Fonte: <https://pt.weatherspark.com/y/29737/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Londrina-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em (08/08/2022)

Assim, adota-se o valor médio de 18 °C para o cálculo da taxa de aplicação superficial e conseqüentemente a área requerida da lagoa. Para o cálculo de concentração de efluente devemos usar a média de DBO do período em análise, que corresponde à 108,5 mg/L, ou seja, 4,04m<sup>3</sup>/dia de carga.

A profundidade da lagoa deve ser no mínimo de 0,6m e máxima de 1m para que as reações fotossintéticas sejam privilegiadas e o crescimento das bactérias seja capaz de realizar a redução, assim como fazer a precipitação do fósforo em valores de pH próximos de 9.

Pode ser adotado, portanto, a profundidade de 1m e assim definir o volume e também o tempo de detenção hidráulica do sistema, seguindo o critério mais prático



de Von Sperling (1996, p. 36), e por fim estimar o valor de DBO de acordo o regime hidráulico escolhido e sua relação de comprimento e largura.

Von Sperling (1996, p. 37) demonstra que para lagoas de polimento e ou de maturação com a relação comprimento e largura elevados tendem a ao fluxo de pistão e lagoas com essa relação próximos de 1 (lagoas quadradas) tendem ao regime de mistura completa.

Outro fator que podemos levar em consideração para a escolha das dimensões da lagoa é o próprio sistema em operação, pois a última lagoa de tratamento tem a largura de 30,08 m e pode ser utilizado essa medida como comprimento do sistema que está sendo dimensionado, fazendo a adaptação do fluxo de entrada e saída.

Seguindo com a escolha das fórmulas para a estimativa de concentração de DBO do efluente lançado no corpo hídrico obedecendo a geometria da lagoa encontrada durante o processo de dimensionamento.

Para determinar o coeficiente de decaimento de DBO usar-se-a a seguinte fórmula para correção levando em consideração a variação da temperatura (VON SPERLING, 1996, P. 43):

$$K_t = K_{20} * \Theta^{(T - 20)}$$

Onde:

$K_t$  = coeficiente de remoção da DBO em uma temperatura do líquido T qualquer

$K_{20}$  = coeficiente de remoção da DBO em uma temperatura do líquido de 20°C

$\Theta$  = coeficiente da temperatura (1,05)

Calculado o coeficiente de remoção e compreendendo, a partir dele, a estimativa de concentração final de DBO no efluente pode-se continuar com o dimensionamento apontando os aspectos construtivos da lagoa.

Será adotado inclinação 1:2,5 e a borda livre de 0,5m como demonstrado por Von Sperling (1996, p. 162), tendo como finalidade a segurança contra o aumento do nível da água e o recalque do terreno.

E as dimensões de comprimento e largura determinadas no desenvolvimento do dimensionamento são consideradas as meias alturas, as demais dimensões dependem da inclinação dos taludes internos se seguirão as seguintes fórmulas

Comprimento no fundo = comprimento a meia altura -  $2d.(H/2)$

Comprimento no N.A. = comprimento a meia altura +  $2d.(H/2)$

Comprimento na crista do talude = comprimento no N.A. +  $2d.$  (borda livre)

Largura no fundo = largura a meia altura -  $2d.(H/2)$

Largura no N.A. = largura a meia altura +  $2d.(H/2)$

Largura na crista do talude = largura no N.A. +  $2d.$  (borda livre)

Além das dimensões da lagoa, é necessário estabelecer as formas de entrada e saída do efluente: como especificado para se aproximar ao fluxo de pistão as tubulações devem descarregar mais próximo as laterais, portanto será escolhida 3 entradas no sistema e a escolha será de entrada suspensa com jato para baixo.

A saída será em formato de vertedouro de nível fixo e, por ser uma lagoa de maturação o nível de retirada do efluente abaixo do N.A. é de 0,05m, ou seja, essa alternativa é simples e está dentro das indicações. Seguindo será construída uma caixa de passagem para manutenção e assim os critérios para o dimensionamento estão desenvolvidos.

### 6.3 Cálculo para o equivalente populacional

Para o cálculo de comparação entre os sistemas de tratamento para uma avaliação superficial, será usado a seguinte metodologia:

$$\text{EQP} = \text{carga (kg DBO/dia)} / 0,054 \text{ (kg DBO/ hab dia)}$$

Efluente:

Concentração de  $\text{DBO}_5$  142,83 mg/L = 0,14283 (Kg/m<sup>3</sup>)

Vazão = 37,27 m<sup>3</sup>/h

Cálculo:

Carga = 0,14283 (kg/m<sup>3</sup>) \* 37,7 (m<sup>3</sup>/h) \* 24 (h/dia)

Carga = 129,23 kg/dia

Equivalente populacional = 129,23 (Kg/dia) / 0,054 (Kg / hab\*dia)

$$\text{EQP} = 2393,14 \text{ hab}$$

Portanto, será usado a quantidade de 2394 hab para calcular a estimativa de valore da construção da lagoa de estabilização.

## 7 RESULTADOS E DICUSSÃO

### 7.1 Pré-dimensionamento

Inicia-se o pré-dimensionamento com o cálculo da taxa de aplicação superficial e a área da lagoa:

$$L_s = 350 * (1,107 - 0,002 * 18)^{(18-25)} = 216,54 \text{ kgDBO}_5/\text{ha} * \text{dia}$$

$$A = L/L_s = 4,04 / 216,54 = 0,01865 \text{ ha} = 186,5 \text{ m}^2$$

Cálculo do volume e tempo de detenção hidráulica levando em consideração a profundidade de 1m:

$$V = 186,5 * 1 = 186,5 \text{ m}^3$$

$$T = 186,5 / 37,27 = 5 \text{ dias}$$

Será adotado esse valore de 5 dias, pois não é o pré-dimensionamento de uma estação de tratamento completa, no qual é o tempo deve estar entre 15 e 45 dias, mas sim apenas complementando um sistema que não está conseguindo enquadrar o efluente nas concentrações determinadas por lei, ou seja, está sendo aumentado o tempo de detenção hidráulica do sistema.

Assim, pode-se fazer o cálculo das dimensões de comprimento e largura da lagoa, tendo como referência a última lagoa do sistema que possui uma largura de 30, 08m, que no caso do pré-dimensionamento será o comprimento, portanto:

$$L = 30 \text{ m}$$

$$A = 186,5 \text{ m}^2$$

$$B = 186,5 / 30 = 6,21\text{m}$$

Portanto, uma largura de 6,21m e conseqüentemente uma relação  $L/B = 4,88$ , muito próxima do fluxo de pistão, de acordo com Von Sperling (1996, p. 38) com mistura longitudinal mínima, mas difícil de obter na prática, e ainda completa que esse sistema não é aconselhado logo após o tratamento anaeróbio, pois pode ter regiões de sobrecarga e assim trabalhar também em regime anaeróbio, mas no caso do pré-dimensionamento esse problema não acontece por ser a última lagoa em um sistema em série.

Sendo assim, a fórmula para o fluxo pistão é:

$$S = S_0 * e^{-(kt)}$$

Sendo:

S = concentração final de DBO solúvel (mg/L)

$S_0$  = concentração inicial de DBO solúvel (mg/L)

K = coeficiente de remoção de DBO ( $d^{-1}$ )

t = tempo de detenção

Primeiramente, precisamos encontrar o coeficiente de remoção K que, de acordo com a pesquisa de Von Sperling (1996, p.43), para lagoas secundárias é de  $K = 0,27 d^{-1}$  e assim deve-se fazer a correção:

$$Kt = 0,27 * 1,05^{(18 - 20)}$$

$$Kt = 0,2449 d^{-1}$$

Assim temos:

$$S = 108,5 * e^{(-0,2449 * 5)}$$

$$S = 31,88\text{mg/L}$$

Representando uma eficiência de:

$$E = (S_0 - S) * 100 / S_0 = 70,61\%$$

Sendo assim, uma estimativa abaixo do limite de 50mg/L estabelecido pela legislação ambiental.

Agora é necessário o estabelecimento das dimensões totais das lagoas:

Comprimento (a meia profundidade) = 30m

Largura (a meia profundidade) = 6,21m

Profundidade = 1m

Borda livre = 0,5m

Inclinação do talude interno = 1:2,5

Assim:

Comprimento do fundo =  $30 - 2,5 \cdot 1 = 27,5\text{m}$

Comprimento N.A. =  $30 + 2,5 \cdot 1 = 32,5\text{m}$

Comprimento na crista do talude =  $32,5 + 2 \cdot 2,5 \cdot 0,5 = 35\text{m}$

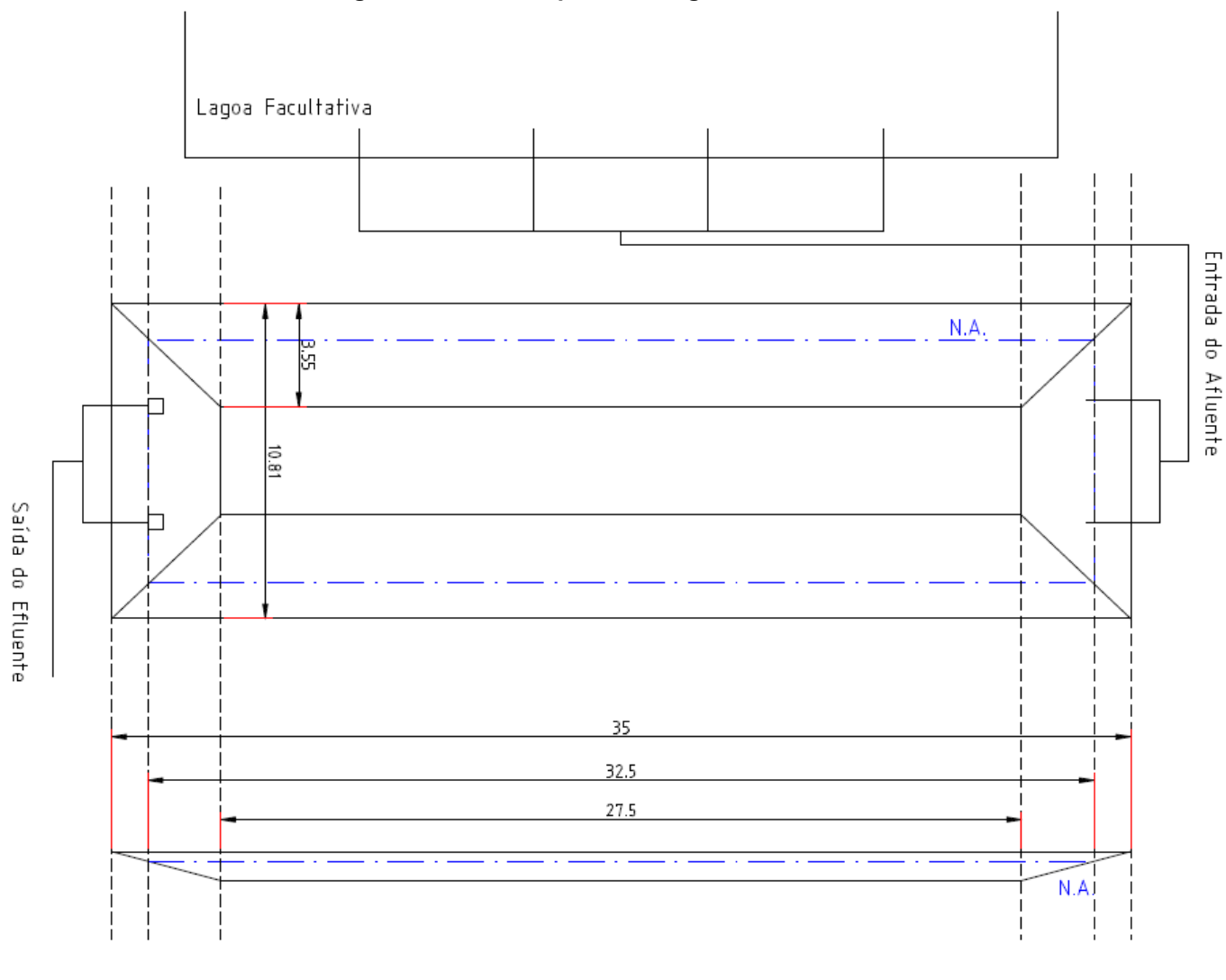
Largura no fundo =  $6,21 - 2,5 \cdot 1 = 3,71\text{m}$

Largura no N.A. =  $6,21 + 2,1 \cdot 1 = 8,31\text{m}$

Largura na crista do talude =  $8,31 + 2 \cdot 2,5 \cdot 0,5 = 10,81\text{m}$

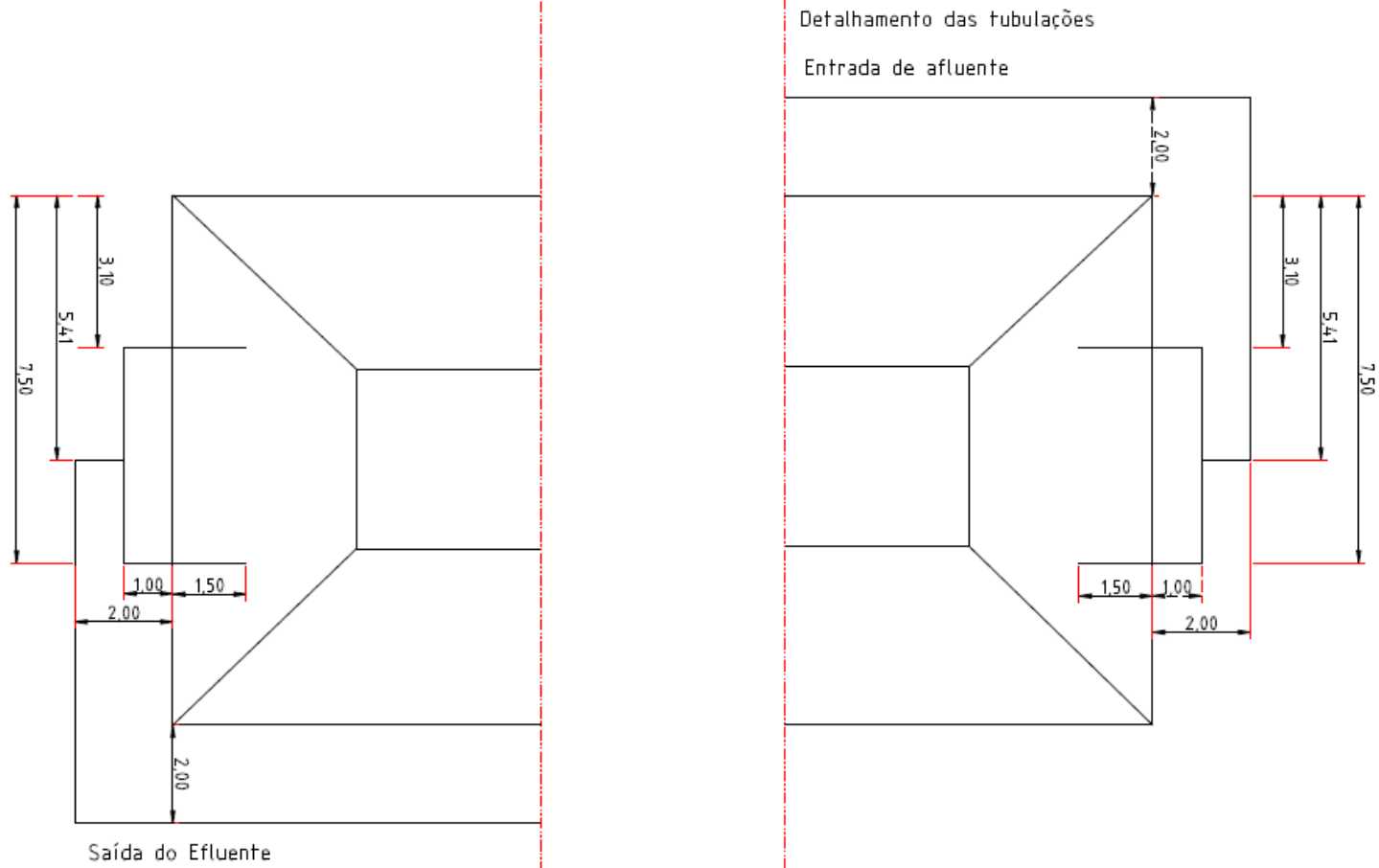
Desta forma, demonstra-se uma projeção da lagoa e seus aspectos construtivos:

Figura 14 – Vista superior da lagoa de tratamento



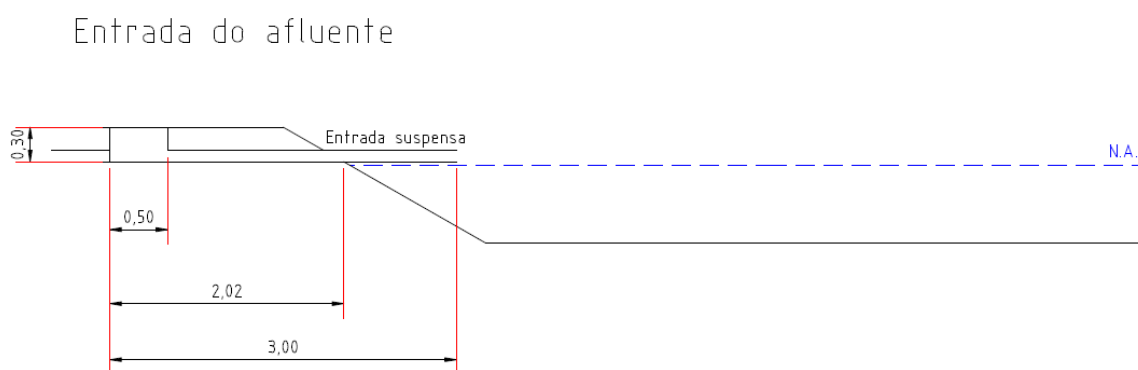
Fonte: Autoria própria

Figura 15 – Detalhes das estradas e saídas da Lagoa



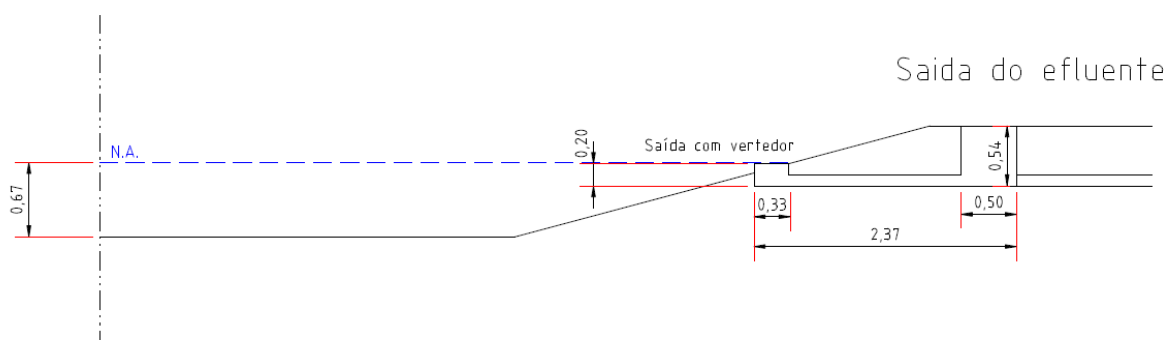
Fonte: Autoria própria

**Figura 16 – Detalhe em corte da entrada de efluente**



Fonte: Autoria própria

**Figura 17 – Detalhe em corte da saída de efluente**



Fonte: Autoria própria

## 7.2 Custo de acordo com o equivalente populacional

Para o cálculo do custo de implantação de uma lagoa de polimento será utilizado a “Tabela 2 – Custos operacionais (Jan/2017) para diferentes processos de tratamento” e o equivalente populacional calculado para o efluente em questão, assim os valores das tabelas 8 e 9 foram alcançados:



**Tabela 8 – Custos da lagoa de polimento**

Sistema	Operação e Manutenção (R\$/hab.ano)	Operação e Manutenção (R\$/m <sup>3</sup> )	Implantação (R\$/hab)
Polimento	1 – 5	0,02 - 0,09	170 - 400
População de 2394 hab	2394 - 11970	47,9 - 215,55	407.150 - 958.000

Fonte: Autoria própria

Assim, temos os valores de custo de operação, manutenção e implantação. E ainda podemos fazer as comparações:

**Tabela 9 - Comparação de custos**

Sistema	Operação e Manutenção (R\$/hab.ano)	Operação e Manutenção (R\$/m <sup>3</sup> )	Implantação (R\$/hab)
Wetlands	14.364 - 23.940	287,28 - 550,62	289.674 - 579.348
Filtros anaeróbios	7.182 - 14.364	95,76 - 287,28	292.068
Lagoas aeradas facultativas	28.728 - 57.456	550,62 - 1101,24	347.130 - 579.348
Biofiltro aerado submerso	26.334 - 57.456	502,74 - 1101,24	231.218 - 378.252
Facultativa	14.364 - 23.940	287,28 - 430,92	289.674 - 464.436

Fonte: Autoria própria

## 8 CONCLUSÃO

Pode-se concluir que a lagoa de polimento para o presente estudo apresenta uma boa eficiência na remoção da DBO<sub>5</sub> do efluente e teoricamente seria capaz de fazer o enquadramento dentro da legislação pertinente em pouco espaço.

No entanto, o efluente possui concentrações altas de nitrogênio e fósforo que podem impedir o enquadramento nesses requisitos, pois a faixa otimizada tanto para a volatilização quanto para precipitação dos nutrientes estão muito próximos ao limite de lançamento.

Em relação aos custos é atrativo enquanto a sua operação e manutenção, apresentando os menores valores no comparativo, mas para projetos muito específicos ela pode ser a com o maior valor pelo tamanho da área necessária para sua operação.

Como o caso em estudo é uma lagoa de porte pequeno os valores de implantação estariam mais próximos dos custos mais baixos apresentados.

Portanto, não seria uma escolha razoável pelos argumentos acima demonstrados, a empresa não pode correr o risco de fazer o lançamento irregular no corpo hídrico, desta forma, não deve ter dúvida enquanto o bom funcionamento de sua estação de tratamento de efluentes.

Mas o trabalho não contemplou de forma detalhada os custos regionais, ou outras formas de tratamento em séria a esse de lagoas de polimento para poder apresentar de forma mais contundente essa conclusão.

## REFERÊNCIAS

BRANCO, Samuel M. A dinâmica de populações microbiológicas na estabilização aeróbica de resíduos orgânicos de feculárias de mandioca. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rsp/a/nRT5YKH9rvKHsnVcHqCPQfD/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 04 de dezembro de 2022

BRASIL. **Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005**. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. **Resolução CONAMA 430 de 13 de maio de 2011**. Brasília, DF, 2011.

CAMARGO, Bene E. M. SILVA, Karielle F. da. RIBEIRO Rochele A. Viabilidade de diferentes sistemas de tratamento de esgoto na bacia hidrográfica das nascentes do córrego Chibarro, São Carlos – SP. Disponível em: <https://doi.org/10.17271/19843240122620192235>. Acesso em: 4 de dezembro de 2022.

CAZAROLI, R. B. Comparação de viabilidade de implantação de tratamento de efluente por meio de reator UASB e sistema de lagoas para o Município de Peabiru – Paraná. Disponível em: <http://educapes.capes.gov.br/handle/capes/658993>. Acesso em: 4 de dezembro de 2022.

INÁCIO, Thiago. Proposta de projeto e análise de viabilidade de uma ETE compacta no CEULP/ULBRA. Disponível em: [file:///C:/Users/frank/Downloads/document5d974ce9b43ba%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/frank/Downloads/document5d974ce9b43ba%20(1).pdf). Acesso em: 4 de dezembro de 2022.

CORDERO, Maria F. E. Avaliação do desempenho e da influência das condições ambientais e operacionais de lagoas de estabilização, com base em um banco de dados internacionais. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUBD-A9ZN8Y>. Acesso em 4 de dezembro de 2022.

CRUZ, João G. H. Alternativas para a aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento de efluentes de uma lavanderia industrial. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/6805/000447266.pdf?sequence=1&isAll owed=y>. Acesso 4 de dezembro de 2022.

DELEUZE Gilles, GUATARRI, Félix. **O anti-édipo. Capitalismo e Esquizofrenia**. São Paulo: ed. 34. 2010.

ESTRELA, George Q. LEITE, Maria D. Gestão ambiental sob a ótica dos custos. Disponível em: <https://anaiscbc.emnuvens.com.br/anais/article/view/3023/3023>. Acesso em 4 de dezembro de 2022.

FERREIRA, Pedro A. S. C. Dimensionamento e comparação de sistemas de tratamento de esgoto para a cidade de Romaria – MG. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/21208>. Acesso em: 04 de dezembro de 2022

FONSECA, Patrícia W. Avaliação do Desempenho e Caracterização de Parâmetros em Lagoas Facultativa e de Maturação. 2005. Dissertação Mestrado (Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Disponível em: [http://objdig.ufrj.br/60/teses/coppe\\_m/PatriciaWeibertFonseca.pdf](http://objdig.ufrj.br/60/teses/coppe_m/PatriciaWeibertFonseca.pdf). Acesso em 6 agosto de 2022.

FRITZEN, Rafael R. BENTTI, Antônio B. Tecnologias de remoção e recuperação de fósforo. Disponível em: [https://www.fing.edu.uy/imfia/congresos/caae/assets/trabajos/new/Trabajos-Poster/72\\_Tecnologias\\_de\\_Remo%C3%A7%C3%A3o\\_e\\_Recupera%C3%A7%C3%A3o\\_de\\_F%C3%B3sforo.pdf](https://www.fing.edu.uy/imfia/congresos/caae/assets/trabajos/new/Trabajos-Poster/72_Tecnologias_de_Remo%C3%A7%C3%A3o_e_Recupera%C3%A7%C3%A3o_de_F%C3%B3sforo.pdf). Acesso em: 4 de dezembro de 2022.

GAUDÊNCIO, Bruno O. Avaliação do desempenho de dois reatores anaeróbios de leito fixo e fluxo ascendente alimentados com efluente de indústria cervejeira. Disponível em :[http://www.tcc.sc.usp.br/tce/disponiveis/18/180300/tce-12022014-103008/publico/gaudencio\\_Bruno\\_Orlando.pdf](http://www.tcc.sc.usp.br/tce/disponiveis/18/180300/tce-12022014-103008/publico/gaudencio_Bruno_Orlando.pdf). Acesso em 4 de julho 2022.

HARAGUCHI, Marcelo t. UCKER, Fernando E. KRONHARDT, Rodrigo. FERRARI, Thiago. KEMERICH, Pedro D. da C. Estudo de caso para a viabilidade de implementação de sistema de tratamento de esgoto compacto na região metropolitana de Goiânia. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2236130810964>. Acesso em 4 de dezembro de 2022.

PARANÁ. **Portaria IAP 256 de 19 de setembro de 2013**. Curitiba, PR, 2013.

PARANÁ. **Resolução CEMA 70 de 1 de outubro de 2009**. Curitiba, PR, 2009.

NASCIMENTO, Thiago. E. P. F. Lodo em lagoas de polimento: acúmulo e implicações no comportamento hidrodinâmico e no desempenho do sistema. 2014. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUBD-9HLGTB>. Acesso: 04 dezembro 2022.

RIOS, Endrik N. Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários. 2007. Disponível em: <https://locus.ufv.br//handle/123456789/3697>. Acesso em 04 novembro de 2022.

SANTOS, Felipe N. B. **Análise comparativa dos custos operacionais de 44 estações de tratamento de esgoto na região sudeste do Brasil**. 2018. Dissertação (mestrado em saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento em Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 2018

SÊNA, Julia R. D. Tratamento de efluentes em uma indústria de bebidas. <https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/6049/1/Julia%20Rodrigues%20Dib%20S%C3%AAna.pdf>. Acesso em 4 de dezembro de 2022.

SILVA, Fernando J. A. SILVA, Salomão A. Lagoas de estabilização no Ceará: prospectos e tendências. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/237433360\\_LAGOAS\\_DE\\_ESTABILIZACAO\\_NO\\_CEARA\\_PROSPECTO\\_E\\_TENDENCIAS](https://www.researchgate.net/publication/237433360_LAGOAS_DE_ESTABILIZACAO_NO_CEARA_PROSPECTO_E_TENDENCIAS). Acesso em: 4 de dezembro de 2022.

SOUZA, Natália T. M., JÚNIOR, Gilberto, J. da P., MATSUMOTO, Tunao. Análise da viabilidade técnico-econômica na implantação de aeradores superficiais para ampliação da capacidade de tratamento em lagoas facultativas. 27 junho 2019. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2019/06/9934.pdf>. Acesso em 04 novembro 2022

SOUZA, Tales A. T. de. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em lagoas de polimento. 2015. Disponível em: <http://tede.bc.uepb.edu.br/jspui/bitstream/tede/2240/5/PDF%20-%20Tales%20Abreu%20Tavares%20de%20Sousa.pdf>. Acesso em 4 de novembro 2022

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias** – Lagoas de Estabilização, v. 03. Minas Gerais: ABES, 1996.



**Presidência da República  
Casa Civil  
Subchefia para Assuntos Jurídicos**

**LEI Nº 9.610, DE 19 DE FEVEREIRO DE 1998<sup>1</sup>.**

**Altera, atualiza e consolida a legislação sobre direitos autorais e dá outras providências.**

**O PRESIDENTE DA REPÚBLICA** Faço saber que o Congresso Nacional decreta e eu sanciono a seguinte Lei:

Título I - Disposições Preliminares

Art. 1º Esta Lei regula os direitos autorais, entendendo-se sob esta denominação os direitos de autor e os que lhes são conexos.

Art. 2º Os estrangeiros domiciliados no exterior gozarão da proteção assegurada nos acordos, convenções e tratados em vigor no Brasil.

Parágrafo único. Aplica-se o disposto nesta Lei aos nacionais ou pessoas domiciliadas em país que assegure aos brasileiros ou pessoas domiciliadas no Brasil a reciprocidade na proteção aos direitos autorais ou equivalentes.

Art. 3º Os direitos autorais reputam-se, para os efeitos legais, bens móveis.

Art. 4º Interpretam-se restritivamente os negócios jurídicos sobre os direitos autorais.

Art. 5º Para os efeitos desta Lei, considera-se:

I - publicação - o oferecimento de obra literária, artística ou científica ao conhecimento do público, com o consentimento do autor, ou de qualquer outro titular de direito de autor, por qualquer forma ou processo;

II - transmissão ou emissão - a difusão de sons ou de sons e imagens, por meio de ondas radioelétricas; sinais de satélite; fio, cabo ou outro condutor; meios óticos ou qualquer outro processo eletromagnético;

III - retransmissão - a emissão simultânea da transmissão de uma empresa por outra;

IV - distribuição - a colocação à disposição do público do original ou cópia de obras literárias, artísticas ou científicas, interpretações ou execuções fixadas e fonogramas, mediante a venda, locação ou qualquer outra forma de transferência de propriedade ou posse;

V - comunicação ao público - ato mediante o qual a obra é colocada ao alcance do público, por qualquer meio ou procedimento e que não consista na distribuição de exemplares;

VI - reprodução - a cópia de um ou vários exemplares de uma obra literária, artística ou científica ou de um fonograma, de qualquer forma tangível, incluindo qualquer armazenamento permanente ou temporário por meios eletrônicos ou qualquer outro meio de fixação que venha a ser desenvolvido;

VII - contrafação - a reprodução não autorizada;

VIII - obra:

a) em co-autoria - quando é criada em comum, por dois ou mais autores;

b) anônima - quando não se indica o nome do autor, por sua vontade ou por ser desconhecido;

c) pseudônima - quando o autor se oculta sob nome suposto;

d) inédita - a que não haja sido objeto de publicação;

e) póstuma - a que se publique após a morte do autor;

f) originária - a criação primígena;

g) derivada - a que, constituindo criação intelectual nova, resulta da transformação de obra originária;

h) coletiva - a criada por iniciativa, organização e responsabilidade de uma pessoa física ou jurídica, que a publica sob seu nome ou marca e que é constituída pela participação de diferentes autores, cujas contribuições se fundem numa criação autônoma;

i) audiovisual - a que resulta da fixação de imagens com ou sem som, que tenha a finalidade de criar, por meio de sua reprodução, a impressão de movimento, independentemente dos processos de sua captação, do suporte usado inicial ou posteriormente para fixá-lo, bem como dos meios utilizados para sua veiculação;

IX - fonograma - toda fixação de sons de uma execução ou interpretação ou de outros sons, ou de uma representação de sons que não seja uma fixação incluída em uma obra audiovisual;

X - editor - a pessoa física ou jurídica à qual se atribui o direito exclusivo de reprodução da obra e o dever de divulgá-la, nos limites previstos no contrato de edição;

XI - produtor - a pessoa física ou jurídica que toma a iniciativa e tem a responsabilidade econômica da primeira fixação do fonograma ou da obra audiovisual, qualquer que seja a natureza do suporte utilizado;

XII - radiodifusão - a transmissão sem fio, inclusive por satélites, de sons ou imagens e sons ou das representações desses, para recepção ao público e a transmissão de sinais codificados, quando os meios de decodificação sejam oferecidos ao público pelo organismo de radiodifusão ou com seu consentimento;

XIII - artistas intérpretes ou executantes - todos os atores, cantores, músicos, bailarinos ou outras pessoas que representem um papel, cantem, recitem, declamem, interpretem ou executem em qualquer forma obras literárias ou artísticas ou expressões do folclore.

Art. 6º Não serão de domínio da União, dos Estados, do Distrito Federal ou dos Municípios as obras por eles simplesmente subvencionadas.

<sup>1</sup> Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19610.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19610.htm).