

PROPOSTA DE CONSTRUÇÃO DE UM ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE APLICADO AO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE UMA AGROINDÚSTRIA

Anmoran Cardoso Martins

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de
Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia
Ambiental no âmbito da dupla diplomação com a
Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

Orientado por

Professor Doutor Manuel Feliciano

Professor Doutor Artur Gonçalves

Professor Doutor Eduardo Eyng

Bragança

2018

PROPOSTA DE CONSTRUÇÃO DE UM ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE APLICADO AO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE UMA AGROINDÚSTRIA

Anmoran Cardoso Martins

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de
Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia
Ambiental no âmbito da dupla diplomação com a
Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

Orientado por

Professor Doutor Manuel Feliciano

Professor Doutor Artur Gonçalves

Professor Doutor Eduardo Eyng

Bragança

2018

AGRADECIMENTO

Agradeço antes de tudo ao meu bom Deus, pela oportunidade de vivenciar essa experiência única e concluir o presente trabalho em pleno território português.

Não há palavras para descrever ou mensurar a gratidão que tenho pela minha família que não mediu esforços para que eu pudesse vivenciar esse sonho, sobretudo aos meus pais, Antonio José Martins e Ângela Maria Santana Cardoso, e a todas as demais pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para a concretização de mais uma etapa da minha vida.

Meus sinceros votos de respeito ao Professor Manuel Feliciano, por toda a paciência e atenção durante a orientação deste trabalho, e aos Professores Artur Gonçalves e Eduardo Eyng por estarem sempre dispostos a prestar auxílio a bem desta dissertação. Foi certamente com o apoio destes que pude chegar ao cumprimento das atividades propostas pelo Instituto Politécnico de Bragança no âmbito do programa de Dupla Diplomação em parceria com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Agradeço ainda à empresa brasileira de abate de suínos, pelo fornecimento dos dados primários que possibilitaram a construção de uma parcela considerável deste trabalho, e que por motivos éticos não terá sua identidade aqui revelada.

Ao júri, pelos apontamentos, atenção e respeito em todos os critérios de avaliação durante a correção da referida dissertação.

Aos grandes laços de amizade aqui formados, os quais certamente nunca esquecerei e que foram uma verdadeira família nesta cidade, não citarei nomes pois não caberiam nesta folha.

Não posso deixar de agradecer também a todos os meus amigos quer do ambiente acadêmico, do religioso, do desportivo, do lazer ou mesmo de infância que tiveram imenso contributo no meu desenvolvimento pessoal e profissional. A todos, o meu muito obrigado!

Mas Deus escolheu o que para o mundo é loucura para envergonhar os sábios, e escolheu o que para o mundo é fraqueza para envergonhar o que é forte (1 Coríntios 1:27).

RESUMO

Impacte pode ser definido como qualquer alteração, prejudicial ou benéfica, total ou parcialmente vinculada aos aspetos (atividades, produtos ou serviços) de uma organização. Para a grande maioria das atividades industriais existe uma forte ligação entre a produção de águas residuais e a geração de impactes. No entanto, avaliar quantitativamente a forma como vários impactes podem ser prejudiciais para a sustentabilidade de uma organização, não tende a ser um desafio simples.

Por essa razão, tem-se recorrido ao uso de indicadores que podem ser entendidos como meios de medir ou quantificar o grau de cumprimento de requisitos estabelecidos, quer sejam simples ou compostos, mostrando-se como ferramentas de grande relevância, visto que a sua aplicabilidade permite a avaliação do desempenho económico, social, desenvolvimento tecnológico e ambiental.

Ainda assim, existem casos em que, o uso de indicadores associados aos aspetos de uma entidade não permite uma clara compreensão do quão impactante pode ser um determinado processo o que torna difícil, uma avaliação abrangente das dimensões que este impacte atinge.

Neste contexto, no presente trabalho foi realizada a construção de um Índice Global de Sustentabilidade, I_{GS} , com base na agregação de um conjunto de 19 indicadores de natureza económica, ambiental e social, aplicado a um sistema de tratamento de águas residuais de uma agroindústria brasileira do ramo de abate de suínos.

Os indicadores foram quantificados mediante informações primárias recolhidas junto da empresa com base na composição do efluente à entrada e saída do sistema e com dados complementares presentes na literatura, sendo que para a construção do índice, foi realizada uma ponderação dos indicadores e das dimensões por meio da opinião de especialistas em resposta a um questionário que seguiu o Processo de Hierarquia Analítica (PHA).

Além disso, foi realizado um estudo comparativo entre o sistema de tratamento instalado na empresa e um processo alternativo que utiliza da eletrocoagulação, por meio da aplicação do índice global de sustentabilidade a cada um dos sistemas.

Os resultados da avaliação retornaram para o sistema atual uma sustentabilidade económica (S_{EC}) de 0,839, uma sustentabilidade ambiental (S_{AMB}) de 0,492, uma sustentabilidade social (S_{SOC}) de 0,685 e um índice global de sustentabilidade (I_{GS}) de 0,665. Já para o sistema alternativo os valores obtidos foram 0,161, para S_{EC} , 0,508 para S_{AMB} , 0,315 para S_{SOC} , e 0,335 para o I_{GS} , indicando que o sistema utilizado pela empresa é mais sustentável quando comparado com o modelo de eletrocoagulação aplicado à escala industrial.

Com este estudo acredita-se que poderão ser ampliadas as possibilidades para uma avaliação multidimensional de vários sistemas de tratamento de efluentes do setor de atividade estudado ou de outro qualquer.

Palavras-chave: Impacte, Sistema de Tratamento de Águas Residuais, Indicadores, Índice de Sustentabilidade, Avaliação de Desempenho.

ABSTRACT

An impact is defined as a positive or a negative and a total or partial alteration in the environment, which is associated with aspects (activities, products or services) in one organization. For most of industrial activities, there is a link between wastewater production and environmental impacts generated. However, to apply a quantitative assessment on how several impacts may be harmful for the sustainability of an organization is not a simple task.

In this context, there are several methodologies that make use of indicators which are a way to quantify the compliance rate of the established requirements, independent if they are simple or composite. Indicators are a relevant tool, owing to the applicability that allows the evaluation of economic, social, technological and environmental development.

Nevertheless, there are cases where the association of indicators and aspects are not a clear representation of how significant a given impact generated by a process is. Thereby, it is difficult to have a comprehensible assessment of the impact size.

Regarding these, this project shows the development of a global sustainability index (I_{GS}), based on the aggregation of 19 economic, social and environmental indicators. This index was applied to a wastewater treatment plant of a pork slaughterhouse in Brazil.

The indicators were quantified using primary information from the company, based on the wastewater affluent and effluent composition. Complementary data was considered from literature. For the index, indicators and dimensions were weighted through experts' opinion based on their answers in a questionnaire that was followed by the Analytical Hierarchy Process (PHA).

Furthermore, a comparative study was carried out between the treatment system used by the company and an alternative process that uses electrocoagulation, through the application of the global sustainability index to each system.

Main results for the current treatment system for economic sustainability was (S_{EC})=0.839, for environmental sustainability was (S_{AMB})=0.492 and for social sustainability was (S_{SOC})=0.685 with an overall sustainability index (I_{GS}) of 0.665. For the proposed treatment system were obtained 0.161 for S_{EC} , 0.508 for S_{AMB} , 0.315 for S_{SOC} and 0.335 for the I_{GS} . These results show that the actual system applied nowadays in the company is more sustainable than the proposed electrocoagulation system, if used at an industrial scale.

From this study, it is believed that possibilities for a multidimensional evaluation of several wastewater treatment plants, from the sector of activity studied or any other, could be expanded.

Key words: Impact, Wastewater Treatment Plant, Indicators, Sustainability Index, Performance Evaluation.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. APRESENTAÇÃO DO PROBLEMA.....	1
1.2. OBJETIVOS	2
1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	3
2. TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS E SUSTENTABILIDADE	4
2.1. INDÚSTRIAS GERADORAS DE ÁGUAS RESIDUAIS	4
2.2. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUAIS	5
2.3. NÍVEIS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS	8
2.3.1. Tratamento Preliminar.....	9
2.3.2. Tratamento Primário	10
2.3.3. Tratamento Secundário	12
2.3.4. Tratamento Terciário.....	12
2.4. IMPACTES AMBIENTAIS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO	13
2.4.1. Impactes Negativos nas Águas.....	13
2.4.2. Impactes Negativos no Solo	14
2.4.3. Impactes Negativos na Atmosfera.....	15
2.5. SUSTENTABILIDADE NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS	16
2.5.1. Tecnologias Sustentáveis Convencionais.....	16
2.5.1.1. Tratamentos Físicos.....	17
2.5.1.2. Tratamentos Químicos	19
2.5.1.3. Energia Intensiva.....	20
2.5.2. Tecnologias Eletroquímicas	21
2.5.3. Tecnologias de Nitrificação Biológica	21
2.5.3.1. Lamas ativadas convencional.....	21
2.5.3.2. Arejamento Prolongado.....	22
2.5.3.3. Reator Batch Sequencial	22
2.5.3.4. Filme Fixo	22
2.5.3.5. Biorreator de Membrana	23
2.5.4. Indicadores de Sustentabilidade	23
2.6. METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO APLICÁVEIS À SUSTENTABILIDADE	25
2.6.1. Avaliação do Ciclo de Vida.....	25
2.6.2. Método de Análise de Decisão Multicritério	26
2.6.3. Índice Composto de Desenvolvimento Sustentável	26
2.6.4. Método da Hierarquia Analítica.....	27
2.6.5. Método de Composição de Indicadores	27

3. MATERIAIS E MÉTODOS	30
3.1. CASOS DE ESTUDO	30
3.1.1. Sistema de Tratamento Atual	30
3.1.2. Sistema de Tratamento Alternativo	33
3.2. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO	34
4. RESULTADOS.....	40
4.1. ATRIBUIÇÃO DAS PONDERAÇÕES	40
4.2. DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO INSTALADO NA EMPRESA .	41
4.2.1. Dimensão Económica.....	42
4.2.1.1. Custo de Investimento	42
4.2.1.2. Custo de Operação.....	42
4.2.1.3. Custo de Energia	43
4.2.1.4. Custo de Insumos	44
4.2.1.5. Custo de Limpeza.....	44
4.2.2. Dimensão Ambiental.....	45
4.2.2.1. Eficiência de Remoção de CQO.....	45
4.2.2.2. Eficiência de Remoção de Turbidez.....	48
4.2.2.3. Eficiência de Remoção de Cor	48
4.2.2.4. Eficiência de Remoção de Azoto	49
4.2.2.5. Eficiência de Remoção de SST	51
4.2.2.6. Eficiência de Remoção de Óleos e Gorduras	53
4.2.2.7. Consumo Energético	55
4.2.2.8. Área Requerida.....	55
4.2.2.9. Lama Produzida e Potencial de Reuso da Água.....	55
4.2.3. Dimensão Social.....	56
4.2.4. Índice de Sustentabilidade do Sistema de Tratamento da Empresa	56
4.3. DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO ALTERNATIVO	57
4.3.1. Dimensão Económica.....	57
4.3.1.1. Custo de Investimento	57
4.3.1.2. Custo de Operação.....	58
4.3.1.3. Custo de Energia	58
4.3.1.4. Custo de Insumos	58
4.3.1.5. Custo de Limpeza.....	59
4.3.2. Dimensão Ambiental.....	59
4.3.2.1. Eficiência de Remoção de CQO.....	59
4.3.2.2. Eficiência de Remoção de Turbidez.....	59
4.3.2.3. Eficiência de Remoção de Cor	59

4.3.2.4.	Eficiência de Remoção de Azoto	60
4.3.2.5.	Eficiência de SST	60
4.3.2.6.	Eficiência de Remoção de Óleos e Gorduras	60
4.3.2.7.	Consumo Energético	60
4.3.2.8.	Área Requerida.....	60
4.3.2.9.	Lama Produzida e Potencial de Reuso da Água.....	61
4.3.3.	Dimensão Social.....	61
4.3.4.	Índice de Sustentabilidade do Sistema Alternativo	62
4.4.	ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE OS ÍNDICES DOS SISTEMAS.....	62
5.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	65
	REFERÊNCIAS	66
	ANEXO A	72
	ANEXO B.....	77
	ANEXO C	79
	ANEXO D	81

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ACV	Análise de Ciclo de Vida
ADM	Análise de Decisão Multicritério
AHP	Analytic Hierarchy Process
CBO	Carência Bioquímica de Oxigênio
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
Co	Cobalto
CO	Monóxido de Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
CQO	Carência Química de Oxigênio
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
GEE	Gases de Efeito de Estufa
ICDS	Índice Composto de Desenvolvimento Sustentável
ISO	International Organization for Standardization
N	Azoto
N ₂ O	Óxido Nitroso
NUT	Nephelometric Turbidity Unity
PHA	Processo de Hierarquia Analítica
Pt	Platina
SST	Sólidos Suspensos Totais
TKN	Azoto Total Kjeldahl
USEPA	United States Environmental Protection Agency

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama linear de uma estação de tratamento de água residual.	5
Figura 2. Diagrama linear de um sistema de tratamento de água residual alternativo ao tratamento convencional	5
Figura 3. Classificação das partículas por diâmetro.....	11
Figura 4. Diferentes tipos de tecnologias de tratamento.	17
Figura 5. Passos para construção de um índice.....	28
Figura 6. Fluxograma genérico de abate de suínos	31
Figura 7. Sistema de Tratamento de Efluentes da Agroindústria.....	32
Figura 8. Sistema de tratamento de águas residuais da empresa avaliada.	32
Figura 9. Modelo experimental para tratamento de efluente por eletrocoagulação.	34
Figura 10. Valores de CQO pré e pós-tratamento em 2015.	46
Figura 11. Valores de CQO pré e pós-tratamento em 2016.	46
Figura 12. Valores de CQO pré e pós-tratamento em 2017.	47
Figura 13. Valores de Azoto pré e pós-tratamento em 2015.....	49
Figura 14. Valores de Azoto pré e pós-tratamento em 2016.....	50
Figura 15. Valores de Azoto pré e pós-tratamento em 2017.....	50
Figura 16. Valores de SST pré e pós-tratamento em 2015.....	51
Figura 17. Valores de SST pré e pós-tratamento em 2016.....	52
Figura 18. Valores de SST pré e pós-tratamento em 2017.....	52
Figura 19. Valores de óleos e gorduras pré e pós-tratamento em 2015.	53
Figura 20. Valores de óleos e gorduras pré e pós-tratamento em 2016.	54
Figura 21. Valores de óleos e gorduras pré e pós-tratamento em 2017.	54
Figura 22. Distribuição dos pesos das dimensões.	79
Figura 23. Distribuição dos pesos dos indicadores económicos.	79
Figura 24. Distribuição dos pesos dos indicadores ambientais.	80
Figura 25. Distribuição dos pesos dos indicadores sociais.	80
Figura 26. Área ocupada pelo sistema preliminar.....	81
Figura 27. Área ocupada pela lagoa anaeróbia I.	82
Figura 28. Área ocupada pela lagoa anaeróbia II.....	82
Figura 29. Área ocupada pela lagoa arejada.	83
Figura 30. Área ocupada pela lagoa de decantação.	83
Figura 31. Área ocupada pela lagoa facultativa.	84

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Características físico-químicas das águas residuais.	6
Tabela 2. Síntese dos níveis de tratamento de efluentes líquidos.....	8
Tabela 3. Operações, processos e sistemas de tratamento frequentemente usados.	9
Tabela 4. Padrões de lançamento para alguns parâmetros em frigoríficos no Brasil.	14
Tabela 5. Características de um bom indicador.....	24
Tabela 6. Conjunto de indicadores para avaliar a sustentabilidade de sistema de tratamento de efluentes.	34
Tabela 7. Correspondência entre escala qualitativa e quantitativa.	36
Tabela 8. Escala Saaty de preferência.	37
Tabela 9. Índice aleatório (I_A).	38
Tabela 10. Construção de V e λ -max das dimensões.	40
Tabela 11. Distribuição dos pesos.	41
Tabela 12. Relação consumo de energia semanal utilizada.....	43
Tabela 13. Gastos com insumos no tratamento.	44
Tabela 14. Valores para limpeza das lagoas.....	45
Tabela 15. Síntese dos valores dos indicadores sociais para empresa.....	56
Tabela 16. Custo operacional do sistema alternativo.	58
Tabela 17. Síntese dos valores dos indicadores sociais para eletrocoagulação.	61
Tabela 18. Síntese dos resultados gerais.	62
Tabela 19. Verificação da sensibilidade do sistema.	63
Tabela 20. Valores médios dos indicadores económicos.	77
Tabela 21. Normalização dos indicadores económicos.....	77
Tabela 22. Valores médios dos indicadores ambientais.	77
Tabela 23. Normalização dos indicadores ambientais.	77
Tabela 24. Valores médios dos indicadores sociais.	77
Tabela 25. Normalização dos indicadores sociais.	78

1. INTRODUÇÃO

1.1. APRESENTAÇÃO DO PROBLEMA

Preocupações em relação à sustentabilidade do planeta têm vindo a crescer, cada vez mais, desde a elaboração do termo desenvolvimento sustentável criado em 1972 na Conferência de Estocolmo. Passou a ser notória a busca das organizações para alcançar tal desenvolvimento (Caiado *et al.*, 2017).

À medida que a sensibilização ambiental aumentou, indústrias e empresas começaram a avaliar o modo como as suas atividades afetavam o ambiente, inclusive a sociedade passou a preocupar-se com problemas de depleção de recursos naturais e degradação ambiental (Assessment, 2001). Entre esses recursos apresenta-se como um dos mais relevantes a água.

O uso de água tende a ser essencial para a manutenção de processos industriais. Nestes, acabam por ser inevitáveis alterações das características físicas, químicas e biológicas do recurso mencionado. Uma das grandes problemáticas em relação a alguns tipos de empreendimentos é o tratamento das águas residuais geradas no processo, que podem causar, direta ou indiretamente, impactes negativos, tanto na saúde humana como no ambiente (Molinos-Senante *et al.*, 2014).

Ainda que problemas no tratamento desses efluentes líquidos possam acarretar impactes na dimensão económica de uma empresa, mediante a implementação e manutenção de algum sistema de tratamento, ou mesmo na esfera social, em função da contaminação de corpos recetores que podem ser fonte de abastecimento de uma comunidade, é evidente que, para este ramo de atividade, o setor ambiental acaba sendo o mais prejudicado.

Neste sentido, a ISO 14001, conforme citado por Olsthoorn *et al.* (2001), define impacte ambiental como qualquer alteração ambiental, prejudicial ou benéfica, quer vinculada total ou parcialmente aos aspetos de uma organização, isto é, suas atividades, seus produtos ou serviços.

A avaliação dos impactes de uma atividade industrial viabilizam a análise do desempenho de uma determinada empresa. Para dar suporte a essa análise torna-se interessante a utilização de indicadores associados a objetos de estudo previamente determinados, a fim de garantir uma análise aprofundada das operações unitárias que envolvem um determinado processo e viabilizar a otimização do mesmo.

Até então, muitas empresas só têm utilizado indicadores financeiros para acompanhar a eficácia de seus negócios, no entanto em função da necessidade das mais variadas áreas (e.g. clientes, órgãos reguladores, investidores, comunidade local) tem-se tornado uma tendência nos relatórios corporativos, a utilização elementos financeiros, ambientais e sociais (Krajnc e Glavič, 2005).

Segundo Meadows (1998), conforme citado por Leoneti (2016), os indicadores são reflexos parciais da realidade, ainda que possam ser baseados em modelos incertos e imperfeitos, são capazes de ajudar a reduzir as diferenças entre as mais variadas visões de mundo. Por meio deles é possível medir ou quantificar o grau de cumprimento de requisitos estabelecidos, além disso conseguem abranger os mais variados aspectos, visto que a sua aplicabilidade alcança o desempenho dos cenários económico, social, desenvolvimento tecnológico e ambiental.

Dessa maneira, o uso de indicadores possibilita a reintegração da ideia de sustentabilidade, ao englobar as três dimensões essenciais deste trabalho - a económica, ambiental e social. Estas dimensões, quando correlacionadas com um sistema de tratamento de águas residuais, vão apresentar condições diferentes em função das tecnologias que forem utilizadas no sistema.

Todavia, para que seja realizada a avaliação da sustentabilidade de um sistema de tratamento de águas residuais de uma empresa é primordial a seleção de uma metodologia que apresente, como envolvente, o emprego dos indicadores do processo e uma base de dados sólida.

No entanto, o simples acesso a tais dados pode não viabilizar uma resposta imediata a respeito da real situação de uma empresa, ou ainda, a disponibilidade desses dados não serem tão simples, o que levanta a possibilidade da utilização de um método que facilite tal avaliação e contribua na gestão da sustentabilidade de um sistema de tratamento.

Para contornar essa problemática podem ser utilizadas abordagens que utilizam a compilação de indicadores para a avaliação da sustentabilidade das indústrias, de modo a formar um índice único, com intuito de tornar ainda mais facilitada a avaliação de um determinado processo dentro de uma empresa. Os métodos mais relevantes para cumprimento da ideia proposta serão mencionados no decorrer da dissertação.

1.2. OBJETIVOS

O presente trabalho tem por objetivo central elaborar um índice de sustentabilidade, com base na agregação de indicadores que envolvam as dimensões económica, ambiental e social do sistema de tratamento de águas residuais de uma agroindústria brasileira do ramo de abate de suínos.

Além disso, visa também avaliar a diferença entre o sistema de tratamento atual utilizado na indústria referida e um sistema alternativo, através da aplicação do índice construído.

1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

O trabalho a seguir foi estruturado em 5 capítulos, onde no primeiro capítulo se encontra a introdução da tese, apresentando a contextualização do tema por meio de uma breve apresentação do problema, a aplicabilidade do estudo, bem como os objetivos estabelecidos ao longo do desenvolvimento do mesmo.

O capítulo 2 estabelece uma relação entre o sistema de tratamento de águas residuais e sustentabilidade, além de descrever as características das indústrias que geram águas residuais, bem como a caracterização do efluente gerado. Seguem, ainda, informações sobre como é composto um sistema de tratamento de efluentes líquidos em função de seus diferentes níveis, os desafios relativos ao processo de tratamento, as principais tecnologias sustentáveis e indicadores de sustentabilidade envolvidos, bem como, as principais metodologias para avaliar um sistema de tratamento de águas residuais de maneira sustentável.

O capítulo 3 apresenta o estudo de casos trabalhados para o efluente da indústria em questão abordando dois sistemas de tratamento, um em execução e outro alternativo. Além disso, são apresentadas as informações referentes a metodologia a ser aplicada na presente dissertação.

No capítulo 4 podem ser encontrados os principais resultados extraídos da compilação dos dados obtidos frente a aplicação da metodologia definida.

Por fim, no capítulo 5 são colocadas as questões e observações mais relevantes obtidas a partir do trabalho, bem como as suas possíveis contribuições.

2. TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS E SUSTENTABILIDADE

No capítulo em questão será feita uma abordagem referente ao modo como uma indústria lida com a água residual produzida nos seus processos de tratamento, dos diferentes níveis referentes a esse processo, e a relação existente entre o procedimento e o seu comportamento face às dimensões ambiental, económica e social.

2.1. INDÚSTRIAS GERADORAS DE ÁGUAS RESIDUAIS

Praticamente todas as indústrias utilizam água no seu processo de fabricação, quer seja como um fluido térmico, como é o caso das indústrias geradoras de energia elétrica a vapor, em torres de refrigeração, ou como matéria- prima base para os seus produtos, como no caso de bebidas, alimentos e fármacos (Cheremisinoff, 2002).

Dessa forma, as águas residuais industriais consistem numa variedade de descargas baseadas no ramo de atuação de uma determinada indústria. Para exemplificar isso, quando realizada a caracterização dos efluentes líquidos industriais, de maneira geral, em empreendimentos voltados para o setor alimentício é possível notar uma maior presença de gordura e matéria orgânica, em contra partida, em indústrias de extração de petróleo já tendem a apresentar mais solventes contidos no efluente, o que difere das indústrias têxteis que apresentam na sua constituição maior carga orgânica e sólidos suspensos totais (Sonawane *et al.*, 2018).

Assim, é comum que todo tipo de indústria apresente um sistema particular para o tratamento do efluente, de tal forma que as principais diferenças estarão nas técnicas submetidas utilizadas no processo de tratamento de efluentes.

No entanto, um esquema global que pode exemplificar os principais níveis de tratamento (ponto abordado no item 2.3.) presentes num sistema de tratamento de águas residuais encontra-se apresentado na Figura 1, sendo complementado ainda pela Figura 2.

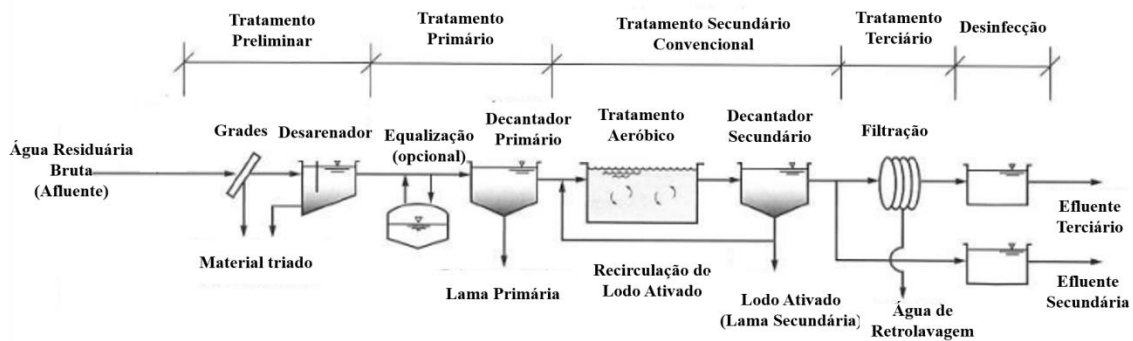


Figura 1. Diagrama linear de uma estação de tratamento de água residual.

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2014).



Figura 2. Diagrama linear de um sistema de tratamento de água residual alternativo ao tratamento convencional

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2014).

2.2. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUAIS

As águas residuais podem apresentar características específicas no que tange às suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Algumas dessas propriedades podem ser encontradas na Tabela 1.

No que envolve os parâmetros biológicos podem ser mencionadas a influencia dos microrganismos como fungos, vírus, as algas, mas, sobretudo, as bactérias, principais responsáveis na decomposição e estabilização da matéria orgânica, quer seja dentro ou fora de um sistema de tratamento biológico.

Apesar das características biológicas serem bastante relevantes para a caracterização de um efluente no que tange a possibilidade de transmissão de doenças, o enfoque do presente trabalho não apresenta grandes menções a essa linha de abordagem, envolvendo de maneira geral as propriedades físicas e químicas.

Tabela 1. Características físico-químicas das águas residuais.

Fonte: Adaptado de Sperling (2007)

Parâmetro	Descrição
Temperatura	<ul style="list-style-type: none">• levemente superior ao da água potável• varia conforme as estações do ano• influenciada pela atividade microbiana• influenciada pela solubilidade gasosa• influenciada pela viscosidade líquida
Cor	<ul style="list-style-type: none">• varia em função da presença de sólidos dissolvidos e da formação de sulfuretos metálicos• tal formação tende a ocorrer em condições anaeróbias• vai do cinza ao preto
Odor	<ul style="list-style-type: none">• produzidos pela decomposição de matéria orgânica e demais contaminantes, como fenol
Turbidez	<ul style="list-style-type: none">• muda em função da variação de sólidos suspensos• quanto mais concentrado o efluente maior a turbidez
MATÉRIA ORGÂNICA	mistura heterogénea de vários compostos orgânicos como proteínas, carboidratos e lipídeos
➤ CBO ₅	<ul style="list-style-type: none">• medida do oxigénio consumido pelos microrganismos após 5 dias, a 20°C, até a estabilização bioquímica da matéria orgânica
➤ CQO	<ul style="list-style-type: none">• representa a quantidade de oxigénio necessária para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea. Faz uso de fortes agentes oxidantes sob condições ácidas
➤ COT	<ul style="list-style-type: none">• medida direta da matéria orgânica carbonácea determinada pela conversão de carbono orgânico em dióxido de carbono
AZOTO TOTAL	o azoto total inclui a parcela orgânica, amónia, nitrito e nitrato. É um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos no tratamento biológico de águas residuais. Azoto orgânico e amónia juntos são chamados Azoto Total Kjeldahl (TKN)
➤ Azoto orgânico	<ul style="list-style-type: none">• azoto em forma de proteína, aminoácidos e ureia
➤ Amónia	<ul style="list-style-type: none">• produzida no primeiro estágio da decomposição orgânica do azoto.
➤ Nitrito	<ul style="list-style-type: none">• estágio intermédio da oxidação da amónia
➤ Nitrato	<ul style="list-style-type: none">• estágio final da oxidação da amónia

Tabela 1. (Continuação) Características físico-químicas das águas residuais.

Fonte: Adaptado de Sperling (2007)

Parâmetro	Descrição
FÓSFORO TOTAL	presente em formas orgânicas e inorgânicas, nutriente essencial no tratamento biológico de águas residuais
➤ Fósforo orgânico	• combinado com matéria orgânica
➤ Fósforo inorgânico	• ortofosfato e polifosfato
pH	• indicador das condições ácidas e alcalinas das águas residuais • apresenta neutralidade em pH 7 • processos biológicos de oxidação, tendem a reduzir o pH
ALCALINIDADE	• indicador da capacidade tampão (resistência a variações de pH) do meio • causada pela presença de bicarbonato, carbonato e íons hidróxido
CLORETOS	• originários da água potável e de resíduos humanos e indústrias
ÓLEOS E GORDURAS	• fração de matéria orgânica que é solúvel em hexano.
SÓLIDOS TOTAIS	orgânicos e inorgânicos; suspensos e dissolvidos; sedimentáveis
➤ Suspensos	• parte de sólidos orgânicos e inorgânicos que não são filtráveis
Fixos	• compostos minerais, não oxidáveis pelo calor, inertes
Voláteis	• compostos orgânicos, oxidáveis pelo calor
➤ Dissolvidos	• parte de sólidos orgânicos e inorgânicos filtráveis, com dimensões menores que $10^{-3}\mu\text{m}$, normalmente
Fixos	• compostos minerais
Voláteis	• compostos orgânicos
➤ Sedimentáveis	• parte dos sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimentam em 1 hora num cone Imhoff.

Ao considerar as águas residuais geradas na indústria de abate e processamento de carne suína, objeto de estudo desse trabalho, é comum a presença de uma elevada carga poluidora, sobretudo matéria orgânica, materiais sólidos e nutrientes, o que leva ao aumento do consumo de oxigênio dissolvido mediante o lançamento deste efluente em um corpo receptor (Sperling, 2007).

2.3. NÍVEIS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

Conforme menciona Metcal e Eddy (2014) os principais processos utilizados no tratamento de águas residuais são de natureza física, os que ocorrem por ação de forças físicas para remover os contaminantes (*e.g.* gradeamento, filtração, desarenação, flotação e outros), de natureza química, os que utilizam adição de produtos químicos de modo a remover ou converter parcialmente alguns contaminantes presentes no efluente (*e.g.* coagulação, floculação, adsorção, precipitação química e outros), e de natureza biológica, os que incorporam microrganismos e/ou organismos na remoção ou conversão de contaminantes (tende a ser aplicada mediante uma elevada carga orgânica e quando se pretende remover compostos nitrogenados).

Estes processos físicos (operações), químicos e biológicos são geralmente agrupados em quatro níveis de tratamento – preliminar, primário, secundário e terciário.

Dessa maneira, neste subcapítulo faz-se uma breve abordagem aos contaminantes das águas residuais, quer de natureza física, química ou biológica (ver Tabela 2), assim como das operações e processos unitários de tratamento (ver Tabela 3) que integram os diferentes níveis de tratamento.

Tabela 2. Síntese dos níveis de tratamento de efluentes líquidos.

Fonte: Adaptado de Sperling (2007); Metcalf e Eddy (2014).

NÍVEIS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS			
PRELIMINAR	PRIMÁRIO	SECUNDÁRIO	TERCIÁRIO
REMOÇÃO			
Sólidos em suspensão grosseiros, areia e gordura	Sólidos em suspensão sedimentáveis e matéria orgânica componente desses sólidos	Matéria orgânica em suspensão fina, e na forma de sólidos dissolvidos, às vezes nutrientes e patógenos	Nutrientes, patógenos, sólidos inorgânicos dissolvidos, sólidos em suspensão remanescentes, compostos não biodegradáveis, metais pesados

Tabela 3. Operações, processos e sistemas de tratamento frequentemente usados.

Fonte: Adaptado de Sperling (2007); Metcalf e Eddy (2014).

POLUENTE	OPERAÇÃO, PROCESSO E/OU SISTEMA DE TRATAMENTO
SOLIDOS SUSPENSOS	-Triagem -Remoção de areia e/ou gordura -Sedimentação
MATÉRIA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL	-Lagoas de estabilização -Reator anaeróbio -Lodo ativado -Reator de biofilme aeróbio
ORGANISMOS PATOGÊNICOS	-Lagoas de maturação -Desinfecção com produtos químicos -Desinfecção com radiação ultra violeta -Membranas
AZOTO	-Nitrificação e desnitrificação -Lagoas de maturação -Processos físico-químicos
FÓSFORO	-Remoção biológica -Lagoas de maturação -Processos físico-químicos

Relativo a uma descrição mais aprofunda dos níveis de tratamento, seguem os itens subsequentes.

2.3.1. Tratamento Preliminar

No tratamento preliminar ocorrem predominantemente operações físicas de remoção de sólidos grosseiros, areias e gorduras (graxas), as principais operações nesse nível são a gradagem, tamisação, desarenação e retenção de óleos e gorduras.

Relativamente à gradagem são utilizadas grades que são classificadas de acordo com seu modo de limpeza, sendo simples (de limpeza manual, geralmente usadas em pequenas instalações) e mecanizadas (de limpeza mecânica, automática ou não, utilizada em instalações de maior porte). Tem por finalidade proteger dispositivos de obstrução, como bombas, registradores, tubulações, entre outros e remover parcialmente a carga poluidora.

No processo de tamisação o objetivo principal é a remoção de sólidos grosseiros com granulometria superior a 0,25 mm. Os tamisadores também podem ser de dois tipos: os estáticos, em que o efluente flui do exterior para o interior do tamisador, enquanto os sólidos grosseiros ficam retidos no exterior e deslizam ao longo da estrutura usualmente inclinada, sendo empurrados pelo próprio líquido, e recolhidos na parte inferior (Nunes, 2001). Este tipo de tamisador é muito utilizado nas indústrias de celulose e papel, têxtil, nos frigoríficos, curtumes, fábricas de sucos, fecularias, como também na remoção de sólidos suspensos de esgotos sanitários. O outro tipo de tamisadores são os rotativos, onde o efluente passa por um defletor, alcança a unidade pelo seu interior, atravessa

os orifícios, sendo os sólidos retidos no interior e transportados por um sem-fim e um tape rolante para um contentor.

De modo semelhante ao da gradagem e tamisação, o processo de desarenação visa facilitar o transporte líquido do efluente, ao eliminar ou reduzir a possibilidade de obstrução de tubulações ou unidades subsequentes do sistema e, ainda evitar abrasão dos equipamentos. Além disso, pode ser mencionado como função do equipamento a separação física por diferença de gravidade dos óleos e gorduras, bem como de sólidos de maior tamanho.

Como último processo do nível preliminar de tratamento, mas não menos importante, têm-se o desengordurador que visa a remoção de óleos e gorduras por duas vias, separação por gravidade (comum para pequenas instalações, ou onde não é necessária uma elevada eficiência) e flotação.

2.3.2. Tratamento Primário

No tratamento primário ocorrem operações físicas, processos químicos e/ou físico-químicos, sendo que as operações físicas visam a remoção de sólidos suspensos e parte da matéria orgânica (CBO em suspensão) e os processos químicos podem remover material coloidal, cor e turbidez, odor, ácidos, álcalis, metais pesados e óleos.

A equalização é bem relevante no processo de tratamento de efluentes por controlar as variações de caudal e as concentrações de contaminantes do afluente à estação de tratamento para que se atinjam as condições ótimas para os processos de tratamento subsequentes. A localização ótima da unidade de equalização varia com o tipo de tratamento e as características do efluente.

A flotação é utilizada na remoção de sólidos em suspensão e de óleos e gorduras de águas residuais e na separação e concentração de lamas (Eckenfelder, 2000). O termo, envolve a separação de partículas sólidas ou líquidas que se unem a bolhas de gás para formar conjuntos “partículas-gás”, menos densos que o líquido no qual estes constituem a fase dispersa. Segundo Ramalho (1996) a flotação pode ser aplicada na separação de gorduras, óleos, fibras e outros, sólidos de baixa densidade, no espessamento de lamas em sistemas de lamas ativadas ou lamas quimicamente floculados.

Outra operação a nível primário de tratamento é a coagulação responsável pela desestabilização das partículas coloidais, para serem agrupadas (floculadas) e retiradas por sedimentação. Como se sabe, as substâncias presentes nas águas podem ser classificadas de dois modos diferentes, segundo a sua origem e o seu estado (dissolvidas, coloidais e em suspensão), como se pode visualizar na Figura 3.

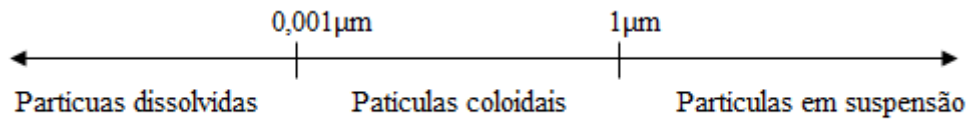


Figura 3. Classificação das partículas por diâmetro.

No processo, geralmente, são utilizados os seguintes reagentes: coagulante químico, sais geralmente de ferro ou alumínio capazes de produzir hidróxidos gelatinosos insolúveis e englobar as impurezas; alcalinizantes, capazes de conferir a alcalinidade necessária à coagulação; e coadjuvantes capazes de formar partículas mais densas e tornar os flocos mais lastrados. É válido mencionar a necessidade de correção de pH, visto que a coagulação exige valor ótimo para uma subsequente formação de flocos.

Associado ao processo anterior tem-se posteriormente a floculação que objetiva fazer com que os coágulos formem partículas maiores denominados flocos. Ela pode ocorrer por via mecânica, realizada com pás rotativas ou turbinas misturadoras, ou via hidráulica realizada em câmaras com chicanas ou injeção de ar.

Um outro processo de grande valia, sobretudo ambiental, a ser tratado é a precipitação química, processo físico-químico que objetiva a remoção de contaminantes presentes na fase líquida através da sua transformação em fase sólida. Posteriormente, esta é removida da fase líquida através de processos de separação sólido-líquido. O mecanismo principal de precipitação química, consiste na alteração do equilíbrio iônico de um composto metálico, para produzir um precipitado insolúvel (Lora, 2000).

No que tange ao tratamento preliminar e primário é imprescindível falar a respeito da separação de sólidos da água por ação da gravidade que pode ocorrer das seguintes formas: discreta, quando as partículas, independentemente umas das outras, permanecem com dimensão (forma, tamanho e densidade) e velocidade constantes ao longo do processo de sedimentação, e. g., desarenador e desengordurador; floculenta, quando as partículas se aglomeram em flocos e sua dimensão e velocidade aumentam ao longo do processo de sedimentação, e. g., decantadores primário e secundário; por zonas, quando ocorre a decantação em massa, as partículas ficam próximas e interagem, e. g. adição coagulante (tratamento físico químico) e em decantadores secundários de processo de lamas ativadas; e por compressão, em que as partículas se compactam e sedimentam em mantos de lamas, e. g., decantadores secundários (fundo) e espessadores de lamas.

Quanto ao processo de sedimentação, a concentração volumétrica das partículas nas lamas sedimentadas é superior 40%, enquanto no sobrenadante essa concentração é muito menor.

2.3.3. Tratamento Secundário

O nível de tratamento secundário visa a remoção da matéria orgânica do efluente (coloides e orgânicos dissolvidos), principalmente a matéria carbonácea, a oxidação de azoto amoniacal através da nitrificação, e de azoto inorgânico (nitritos e nitratos) através da desnitrificação, a remoção de fósforo e a estabilização de lamas orgânicas em algumas configurações.

Esse tratamento tende a ocorrer por via biológica, sendo as bactérias os principais microrganismos envolvidos, através de processos aeróbios, que só acontecem na presença de oxigênio livre, que atua como aceitador de elétrons, processos anaeróbios, que acontecem apenas na ausência de oxigênio (livre e combinado), onde são utilizados compostos orgânicos como aceitadores de elétrons (sulfatos e dióxido de carbono), e processos anóxicos onde os microrganismos envolvidos utilizam compostos inorgânicos (nitritos e nitratos são os principais aceitadores de elétrons), e processos facultativos, conduzidos por microrganismos que tanto podem trabalhar na presença ou ausência de oxigênio livre.

Ao considerar a realidade brasileira, muitos destes processos tendem a ocorrer em lagoas. Os aeróbios que ocorrem em lagoas arejadas são capazes de remover mais de 95% da CBO, a disposição de lamas tende a ser a menor em comparação com os demais processos de tratamentos secundários, apresenta um baixo custo de manutenção e reduzidos gastos energéticos, no entanto a remoção dos nutrientes tende a ser menos eficiente em função dos curtos períodos de retenção (USEPA, 2002; Naidoo e Olaniran, 2013).

As lagoas anaeróbias, que apresentam baixo custo de instalação e operação, não requerem energia, apresentam como subproduto o metano que pode ser incorporado em processos de produção energética, e produzem quantidades baixas de lamas em excesso. Porém, podem produzir um odor desagradável, requerem uma remoção de lamas mais frequente e carecem sempre de um pós tratamento (Alexiou e Mara, 2003)

Nas lagoas facultativas a redução de nutrientes ocorre por processos bacterianos aeróbios e anaeróbios, nelas ocorre um arejamento natural da camada superior através do movimento do ar, o que exige um baixo consumo de energia, os pontos negativos desse tipo de lagoa são o elevado espaço requerido, a eficiência do processo que é afetada consideravelmente por fatores ambientais, além do processo exigir manutenção contínua (Naidoo e Olaniran, 2013; Alexiou e Mara, 2003).

2.3.4. Tratamento Terciário

Este nível de tratamento é usualmente opcional, busca realizar remoções adicionais dos poluentes já mencionados, sendo vulgarmente denominada como uma etapa de polimento do efluente antes que

este seja lançado ao corpo recetor, apesar de que, na maioria dos casos, o tratamento secundário já é, em muitas situações, suficiente para atender às legislações vigentes.

As técnicas utilizadas neste tipo de tratamento tendem a ser onerosas, como é o caso do uso de membranas na ultra ou nano filtração e a osmose inversa capazes de, praticamente, proporcionar a produção de água em condições ideais de potabilidade, técnicas de adsorção por carvão ativado, para tratar os micropoluentes orgânicos, troca iônica, para remoção de metais pesados e oxidação química, para remoção de CQO residual.

2.4. IMPACTES AMBIENTAIS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO

Os métodos de tratamento de águas residuais foram desenvolvidos inicialmente em resultado das preocupações com a saúde pública e das condições adversas causadas ao ambiente natural. Nesse sentido, ainda hoje, um dos maiores desafios é reduzir as condições adversas para essas duas grandes áreas através de uma melhor gestão das águas residuais (Metcalf e Eddy, 2014).

Uma maneira fundamental de garantir saúde e qualidade ambiental é estabelecer um diálogo com a comunidade local, que pode ser direta ou indiretamente afetada por uma determinada atividade.

Conforme já mencionado, a composição das águas residuais varia em função da sua origem. No entanto, na conceção de um empreendimento, não existe um pleno interesse em determinar os variados compostos presentes na água, mesmo que existam exigências legais de alguns parâmetros, sendo um dos motivos a dificuldade na realização de vários testes laboratoriais (Sperling, 2007), inclusive no que diz respeito aos gastos financeiros.

Ao considerar o ponto de vista da sustentabilidade, o uso de recursos (e.g. energéticos) e a dispersão de constituintes antropogénicos (e.g. químicos) são alguns dos principais problemas na grande maioria dos aspetos sociais, económicos e ambientais o que pode comprometer tanto a qualidade de vida da população como as componentes água, ar e solo.

2.4.1. Impactes Negativos nas Águas

Ao considerar que as águas residuais são essencialmente compostas por uma fração líquida e essa porção tende a ser lançada em corpos hídricos, existe uma gama alargada de problemas que podem estar associados a essa questão, como é o caso da eutrofização, e depleção de oxigénio presente na água, em função principalmente da matéria orgânica presente, o que pode comprometer todo o biota aquático, em alguns casos, podem existir contaminantes que apresentam certo nível de toxicidade, como metais pesados ou microrganismos patogénicos capazes de promover fenómenos de bioacumulação que, além de prejudicial para a fauna aquática, pode ser diretamente prejudicial ao homem.

Quando se trata de parâmetros que comprometem a qualidade ambiental, passa a ser de extrema importância a menção ao enquadramento legal. No que tange aos principais parâmetros utilizados neste trabalho presentes na legislação brasileira, apresentam-se na Tabela 4 os limiares legais para a descarga de águas residuais nos meios receptores, tendo por base a normativa mais restritiva.

Tabela 4. Padrões de lançamento para alguns parâmetros em frigoríficos no Brasil.

Fonte: Adaptado CONAMA 357/2005; Anexo 7 CEMA 070/2009; Resolução CONAMA 430/2011.

Parâmetro	Limiar (mg.L⁻¹)
CBO	60 mg.L ⁻¹
CQO	200 mg.L ⁻¹
Óleos e Gorduras	50 mg.L ⁻¹
pH	5 a 9
Temperatura	Inferior a 40 °C
N Amoniacal total	20 mg.L ⁻¹
Materiais Sedimentáveis	Até 1 mL.L ⁻¹ .h ⁻¹
Cor	Até 75 mg Pt.L ⁻¹
Turbidez	Até 100 NUT

No que diz respeito aos padrões de toxicidade, os valores de fitotoxicidade apresentam valores percentuais de 12,5% tanto para *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri*. Quanto aos demais parâmetros utilizados para o tratamento de dados nesta dissertação, como turbidez e cor, não existem valores limites legais.

2.4.2. Impactes Negativos no Solo

O principal problema para o solo associado às descargas de água residual é a produção de lamas (ou lodos), ainda que em certos casos a parcela de matéria orgânica presente na lama possa trazer benefícios para a atividade do solo, bem como para atividades agrícolas desenvolvidas nesses solos. Muitas vezes os constituintes da lama podem apresentar certa toxicidade, da mesma forma que ocorre com o efluente líquido, o que torna necessário tomar cuidados relativos à deposição final desse material, capaz de comprometer todo um ambiente, se não devidamente tratado.

Podem estar presentes nas lamas poluentes como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, os furanos, as dioxinas e os compostos bifenilos policlorados, além de microrganismos patogénicos, como vírus, bactérias e protozoários.

O tratamento da lama pode passar por quatro processos: espessamento e desidratação, que buscam a redução do volume da lama; a estabilização, que visa a redução da quantidade de patógenos, eliminar o mau odor e reduzir ao máximo o potencial de putrefação da lama; e a higienização que tenta garantir um nível de patogenicidade que não traga riscos ao ambiente e à saúde humana.

Vem sendo estudadas várias maneiras de aproveitamento dessa matéria, quer seja no reaproveitamento industrial, na fabricação de tijolos de cerâmica, como agregado leve para construção civil, na produção de cimento, além dos já mencionados reaproveitamento agrícola, recuperação de solos degradados e, ainda, o uso como fertilizante orgânico.

A utilização de técnicas de fertirrigação com as águas residuais da mesma maneira que já mencionado não podem ser feitas com qualquer tipo de efluente líquido para evitar a contaminação do solo e ainda de águas subterrâneas.

2.4.3. Impactes Negativos na Atmosfera

Em relação às questões atmosféricas no que envolve as águas residuais, é possível dizer que cada tipo de gás emitido durante as operações e os processos de tratamento apresentam determinadas particularidades e todos acabam por intensificar o fenómeno do efeito de estufa. No decorrer do tratamento de águas residuais, o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O) são os principais gases emitidos para a atmosfera (Hofman *et al.*, 2011), os chamados gases do efeito de estufa (GEE).

O CO_2 tende a ser gerado por duas formas, a primeira indireta, normalmente resultante de algum processo com fins energéticos que envolve algum agente poluidor, e. g. a combustão de fontes de energia não renováveis, o que traz um incremento ao processo de aquecimento global. A outra é a via direta, associada a oxidação da matéria orgânica que por apresentar um ciclo relativamente curto não contribui com o aumento das concentrações de carbono na atmosfera (Daelman *et al.*, 2012).

A emissão de CH_4 está relacionada principalmente com a matéria orgânica solúvel que pode ser mensurada pela Carência Química de Oxigénio (CQO), e pela Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO) (EPA, 2017).

O N_2O , por sua vez, tende a ser gerado nos processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação do azoto, usualmente pela presença de ureia, amónia e proteínas. Ocorre normalmente no tratamento biológico em etapas anóxicas.

Uma situação a contornar o problema das emissões é o aproveitamento energético desses gases pelo próprio empreendimento.

Outros gases extremamente prejudiciais inclusive para a saúde humana e o ambiente, são o sulfureto de amónio, o sulfureto de hidrogénio, o carbonato de amónio e os compostos orgânicos voláteis (COV's), negativos para o conforto e a saúde humana (Fatone, *et al.*, 2011).

Apesar de serem significativos os impactos gerados pelos sistemas de tratamento relacionados com as emissões atmosféricas, a quantificação desses fatores não será incorporada nos resultados do presente trabalho.

2.5. SUSTENTABILIDADE NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

Conforme menciona o relatório de Brundtland dois termos carecem de estar em constante reconciliação, desenvolvimento e ambiente. O desenvolvimento pode ser entendido como uma tarefa multidimensional, que tem por objetivo geral alcançar uma maior qualidade de vida. Para alcançar tamanha qualidade é necessário um desenvolvimento nas esferas económica, ambiental e social, pois estas são componentes interdependentes que em conjunto reforçam o desenvolvimento sustentável (Kuhlman e Farrington, 2010).

No que se refere ao termo sustentabilidade, conforme já foi abordado anteriormente, o simples facto de se desenvolver uma atividade que propicie uma melhoria a médio-longo prazo das três dimensões já referidas, promove o princípio da sustentabilidade.

Os desenvolvimentos recentes tornaram reais as perspectivas da sustentabilidade, incluindo o desenvolvimento de tecnologias novas ou aprimoradas para a recuperação de calor e energia de efluentes, processos avançados capazes de purificar água em larga escala e novas tecnologias para infraestruturas de gestão de águas residuais. O refinamento e a otimização dos processos de trabalho, juntamente com a implementação de novas tecnologias, podem ser capazes de criar uma base para uma abordagem sustentável para gestão de águas residuais (Metcalf e Eddy, 2014).

Algumas das tecnologias mais utilizadas, bem como suas principais características, constam do ponto que se segue.

2.5.1. Tecnologias Sustentáveis Convencionais

Apesar de no tratamento de efluentes líquidos ser muito comum o tratamento biológico, conforme Cheremisinoff (2002) as tecnologias de tratamento de águas residuais ou de águas para consumo humano podem envolver de uma maneira geral três métodos: físico, químico e de energia intensiva. A escolha de quais os métodos devem ser utilizados vai depender do quão limpa a água deve ser no final do tratamento, da quantidade e da natureza do efluente líquido que se almeja tratar, das propriedades físicas e químicas dos contaminantes que se pretende remover ou neutralizar, das

propriedades termodinâmicas dos resíduos sólidos gerados no tratamento e do custo vinculado ao processo de tratamento.

Tecnologias de tratamento de água residual de forma sustentável tendem a requerer menos energia, em alguns casos, promover a geração de energia, e são métodos de tratamento economicamente viáveis, que usualmente requerem menores custos (Sonawane *et al*, 2018).

Alguns exemplos de tratamentos físicos, químicos e de energia intensiva estão destacados na Figura 4 e descritos a seguir.



Figura 4. Diferentes tipos de tecnologias de tratamento. Fonte: Adaptado de Cheremisinoff (2002).

2.5.1.1. Tratamentos Físicos

TRATAMENTO TÉRMICO

O aquecimento é uma das maneiras mais simples para eliminar os agentes patogênicos da água. O processo é semelhante à pasteurização do leite e mantém a água a 72 °C por 15 segundos. Permutadores de calor recuperam a maior parte da energia usada para aquecer a água. Pasteurizadores solares também podem ser construídos para aquecer a água a 65 °C e manter a temperatura por uma hora. Uma maior temperatura pode ser atingida, se o dispositivo for orientado em função do ângulo solar. Independentemente do método, o tratamento térmico não deixa nenhuma forma de resíduo para manter a água livre de patógenos em armazenamento.

OSMOSE INVERSA

O processo de osmose inversa força a água a passar sob pressão através de uma membrana normalmente impermeável a maioria dos contaminantes. Moléculas orgânicas maiores, patógenos e sais, são rejeitados mais facilmente quando comparados com ácidos orgânicos fracos indissociados, aminas, fenóis, hidrocarbonetos clorados, alguns pesticidas e álcoois de baixo peso molecular.

DESTILAÇÃO

Neste processo a água é evaporada e condensada para que seja purificada. No entanto, o processo exige de uma grande entrada de energia, além disso, contaminantes com pontos de ebulição menores que o da água são condensados juntos com a mesma. Dessa forma a destilação é normalmente usada na remoção de minerais e sais dissolvidos na água.

Estações de destilação eficientes utilizam um ciclo de compressão de vapor onde a água é fervida à pressão atmosférica, o vapor é comprimido e o condensador realiza a condensação do vapor acima do ponto de ebulição da água na caldeira, retornando o calor da fusão para a água fervente. A água condensada quente é executada através de um segundo permutador de calor, que aquece a alimentação de água na caldeira. Sistemas que operam dessa maneira normalmente fazem uso de um motor de combustão interna para operar o compressor. O calor residual do motor, incluindo o escape, é usado para iniciar o processo e compensar qualquer perda de calor.

MICROFILTRAÇÃO

O processo faz uso de microfiltros que são filtros de escala na ordem de 10^{-6} metros projetados para remover cistos, sólidos suspensos, protozoários e, em alguns casos, bactérias da água. A maioria deles são constituídos por um elemento de cerâmica ou fibra que possam ser limpos para restaurar seu desempenho.

Para forçar a passagem de água através do filtro, muitos utilizam bombas mecânicas, outros usam a gravidade (e.g., o filtro de gotas Katadyn), ou ainda, com o filtro na água por meio da passagem de uma mangueira de sifão para um recipiente de coleta localizado abaixo filtro (e.g., o filtro de sifão Katadyn).

Os microfiltros, no entanto, tendem a ter bactérias que crescem no meio filtrante. Para evitar problemas relacionados a isso, alguns especialistas recomendam o uso de um elemento filtrante com prata, outros aconselham contra o armazenamento de um elemento de filtro depois de ter sido usado.

FILTRO DE AREIA

Esse tipo de filtro permite que a água passe lentamente por um leito de areia, onde a turbidez e patógenos são removidos, de forma natural, por ação biológica e filtração. Usualmente o filtro é constituído por uma camada de areia seguida de cascalho, este não toca as paredes do filtro, para que a água não corra rapidamente pelas paredes e entre no cascalho. Antes que a areia seja substituída, o filtro pode ser limpo várias vezes.

Quando se pretende incorporar esse tipo de filtro é necessário que se tenha em mente uma condição de tratamento em regime contínuo de água. É ainda interessante que a água não tenha turbidez muito elevada, caso tenha, esta pode ser reduzida com a utilização de uma pré-filtração ou floculação.

CARVÃO ATIVADO

Esse material filtra a água através de adsorção, onde produtos químicos e alguns metais pesados ficam aderidos na superfície do carvão. Os filtros de carvão ainda que apresentem condições propícias para o desenvolvimento de bactérias e algas, em alguns casos, podem ser capazes de filtrar alguns patógenos.

2.5.1.2. Tratamentos Químicos

COLORO

O processo de cloração tem ocorrência nos sistemas de tratamento de água e pode apresentar vários problemas. Ao reagir com a matéria orgânica o cloro tende a ligar-se a compostos nitrogenados, o que acaba por deixar menos cloro livre para que ocorra a desinfecção da água.

Não é possível afirmar que o uso moderado de doses de cloro possam garantir a desinfecção, o que leva muitos a recorrerem ao uso de mais cloro que o necessário por meio da supercloração. Para reduzir posteriormente as quantidades de cloro em excesso, pode ser realizada uma filtração com carvão ativado ou utilizando peróxido de hidrogénio para expulsar o cloro.

Além disso, o cloro pode favorecer a produção de trihalometanos carcinogénicos o que pode representar um problema aos indivíduos que fazem uso da água pós-tratamento.

IODO

O uso de iodo, como forma de desinfecção pode ser mais vantajoso que o cloro em alguns aspetos, por ser menos sensível as alterações de pH e ao conteúdo orgânico da água, além de ter certa eficácia mesmo em baixas doses. Ainda assim, os especialistas apresentam certa relutância em recomendar o

iodo por uso prolongado. Em todo caso o uso de iodo assim como o cloro é mais utilizado no tratamento de água potável.

PERMANGANATO DE POTÁSSIO

A utilização de permanganato de potássio já é uma técnica que caiu em desuso para eliminar patógenos, por ser mais fraco que as demais alternativas já apresentadas, mais cara e deixar a água com uma cor desagradável (rosa ou marrom). Ainda assim alguns países subdesenvolvidos ainda fazem uso dessa técnica principalmente em aplicações de uso doméstico.

COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

Neste tratamento ocorre a adição de produtos químicos que promovem a coagulação, o que aumenta o número de partículas suspensas e possibilitando a formação de flocos maiores que pós um período de estabilização tendem a decantar. Pode ser um pouco dispendioso e ainda preocupante quanto a eliminação de químicos e lamas. Ainda assim está presente no sistema de tratamento de muitas empresas no cenário atual.

2.5.1.3. Energia Intensiva

OZONO

O ozono (O_3) é bastante usado na europa para purificar água. É mais eficaz que o cloro como desinfetante, no entanto os seus resíduos são mínimos após a sua reversão em O_2 , de modo que a sua utilização evita a formação de trihalometanos. No entanto, o ozono pode alterar a taxa de partículas orgânicas dissolvidas e suspensas o que pode causar, respetivamente, microfloculação e coagulação das partículas coloidal.

RADIAÇÃO UV

A utilização da luz ultravioleta é conhecida por matar patógenos. Faz uso de uma lâmpada de mercúrio a baixa pressão que emite de 30 a 90 % de sua energia, num comprimento de onda de 253,7 nm. No entanto alguns patógenos são bem menos sensíveis a luz UV, como é o caso dos protozoários.

Um fator de grande relevância para a eficiência deste tratamento é a turbidez. Quanto mais opaca a água menos luz será transmitida através dela, logo menos eficiente será o processo. Outro problema é a exposição da água pós tratada à luz visível, a chamada fotorreação, onde os danos causados aos patógenos podem ser invertidos.

Muitas dessas tecnologias, no entanto, são mais utilizadas no tratamento de água para consumo humano, mas podem ser também aplicadas no tratamento de águas residuais. É válido mencionar um tipo de tecnologia que faz uma compilação entre os métodos químicos e de energia intensiva com

uma aplicação mais focada no tratamento de efluentes líquidos, esta segue mencionada no item a seguir.

2.5.2. Tecnologias Eletroquímicas

Esse tipo de tecnologia vem sendo investigada há mais de um século e pode ser fragmentada em deposição eletroquímica, onde esta visa recuperar metais, ou remover metais pesados; eletroflotação, amplamente usada nas indústrias de mineração vem ganhando espaço no tratamento de águas residuais onde a utilização de minúsculas bolhas de tamanho uniforme geradas eletricamente, tem apresentado desempenho melhor que a flotação por ar dissolvido e sedimentação; outra tecnologia que apresenta desempenho considerável na remoção de sólidos suspensos, óleos e gorduras e alguns poluentes orgânicos e inorgânicos é a eletrocoagulação, esta que por sua vez terá uma abordagem mais aprofundada no item 3.1.2. do presente trabalho (CHEN, 2004).

Existem ainda muitas outras tecnologias que focam no tratamento de águas residuais conforme apresentado por Sonawane *et al.* (2018), entre elas, seguem apresentadas apenas as que envolvem o processo de oxidação de azoto.

2.5.3. Tecnologias de Nitrificação Biológica

No que se refere aos métodos de nitrificação biológica é possível apresentar os seguintes tratamentos.

2.5.3.1. Lamas ativadas convencional

Os sistemas de tratamento por lamas ativadas são usualmente utilizados quando se almeja uma elevada qualidade das águas residuais, sendo considerados processos biológicos utilizados para a remoção de azoto, pois possibilitam a nitrificação e a desnitrificação.

O processo dispõe de tanques de arejamento, que promovem a ocorrência de reações bioquímicas para estabilização da matéria orgânica e a decantação da lama excedente, e de um clarificador secundário com bombas de retorno para retornar a lama residual.

Com o sistema é possível realizar o tratamento de diferentes tipos de efluentes líquidos, e o por meio de combinações fazer a remoção biológica de nutrientes, como o azoto. Para a remoção do

azoto costumam ser utilizados sistemas que promovem a desnitrificação, de modo a remover os nitratos das águas residuais, o processo tende a ocorrer em condições anóxicas.

2.5.3.2. Arejamento Prolongado

Este método é uma variante do processo de lamas ativadas, que apresenta tempo de retenção hidráulica e tempo de residência das lama maiores de 24 horas e 20 dias respetivamente. Fornece uma elevada qualidade para os efluentes líquidos gerados, para uma série de tipos de águas residuais.

A técnica apresenta como principal problema a escolha do tamanho adequado do equipamento o que acaba encarecendo o processo, visto que as bacias de arejamento e os sedimentadores são construídos em betão e carecem de equipamentos.

2.5.3.3. Reator Batch Sequencial

A diferença entre processos citados anteriormente é que no reator batch sequencial tanto o arejamento como a clarificação acontecem na mesma unidade física, o que torna o sistema compacto. Este reator apresenta 4 etapas, o enchimento, reação, sedimentação e decantação. Não são necessárias bombas para recirculação da lama ativada. Porém, a estação apresenta alguns problemas e para que a obtenção de um efluente que atenda aos padrões mínimos de descarga é estritamente necessária uma mão de obra especializada.

2.5.3.4. Filme Fixo

Um breve resumo de tratamentos com filmes fixos são os leitos percoladores, os filtros biológicos rotativos e os biorreatores de leito móvel, estes que também podem ser usados para a remoção de CBO, além da nitrificação biológica. Nestes equipamentos o material suporte são, usualmente, constituídos de plástico, como o nome sugere, os microrganismos crescem fixados ao material sólido, diferente dos processos citados anteriormente onde ficam suspensos. O processo, apesar de eficiente, utiliza um elevado tempo de retenção.

2.5.3.5. Biorreator de Membrana

O processo apresenta bacias anóxicas, bacias de pré-arejamento, além das bacias do biorreator de membrana. Antes da água residual bruta passar para a bacia anóxica, esta deve passar por uma tela fina. Feito isso o efluente segue para as bacias mencionadas, sequencialmente, para então seguir para o processo de desinfecção, onde não há necessidade do processo de clarificação.

Este tipo de tratamento propicia um efluente líquido de alta qualidade, de modo que a clarificação e filtragem não são necessários, o que torna o equipamento menos dispendioso. É uma técnica que também possibilita a nitrificação biológica e apresenta a capacidade de remoção total de azoto. Além de exigir menor área para implementação. Entretanto, o custo de construção e manutenção do equipamento é alto, em função das frequentes substituições de membranas.

Mediante a tantas tecnologias, muitas vezes, acaba por ser difícil avaliar a sustentabilidade do sistema de tratamento de uma indústria nesse sentido é interessante pré-estabelecer as bases de avaliação de qualquer sistema, isto é, os indicadores a ser utilizados.

2.5.4. Indicadores de Sustentabilidade

O termo indicador tem origem do latim *indicare*, que transmite a ideia de indicar, revelar, apontar ou assimilar. No contexto trabalhado, pode ser entendido como uma medida da eficiência e da eficácia de um processo ou de uma organização.

De maneira geral, a eficiência mede até que ponto os recursos disponíveis são utilizados de forma otimizada para a produção de um serviço. A eficácia pode ser vista como o quanto uma intervenção, procedimento ou serviço, em condições ideais, pode produzir um resultado benéfico (Heller e Nascimento, 2005).

Indicadores podem ser simples, considerados como base para avaliação de um determinado objetivo, ou compostos, vistos como agregados de todas as dimensões, objetivos, indicadores simples e variáveis usadas (Munda, 2005).

Segundo Singh *et al.* (2008) indicadores, quer sejam simples ou compostos, apresentam cada vez mais expressividade na formulação de políticas e na comunicação de informações relativas ao desempenho em áreas como ambiente, economia, sociedade, ou desenvolvimento tecnológico.

Para que um indicador seja efetivamente utilizado como base de dados para uma avaliação é interessante que este apresente certas características, algumas delas seguem descritas na Tabela 5.

Tabela 5.Características de um bom indicador.

Fonte: Adaptado de Meadows(1998), Malheiros *et al.*(2006) e Molinari (2006)

CARACTERÍSTICA	CONSIDERAÇÕES
1. Claro, compreensível e relevante	Evitar incerteza em relação aos benfícios e malefícios, com unidades pertinentes, e sugestivos à utilização.
2. Viável	Custo adequado de aquisição e processamento de
3. Suficiente	Fornecer a medida certa da informação.
4. Fidedigno	Deve representar aspectos de modo a evitar distorções.
5. Temporal	Integrado com o planejamento temporalmente.
6. Adequado na escala	Para compreensão dos diferentes usuários.
7. Medida física	Equilibrar unidades físicas e monetárias
8. Preventivo e Proativo	Deve conduzir para a mudança, fornecendo informação em tempo para tomada de decisão.
9. Progressivo	Dever estar inserido num processo de melhoria contínua, passível de discussão aprendido e mudança.

A principal característica dos indicadores é a capacidade de resumir, focalizar e condensar informações do ambiente dinâmico para uma quantidade gerenciável de informações significativas. Eles permitem visualizar fenômenos e destacar tendências. Além disso, os indicadores simplificam, quantificam, analisam e comunicam de outra forma, informações complexas (Warhurst, 2002).

É interessante salientar que um indicador é diferente de uma métrica, isto é, uma unidade de medida que expressa um valor que tem algum significado por si só, um indicador tende a relacionar pelo menos duas dessas métricas, usualmente por meio da razão entre elas.

Os indicadores compostos dependem de métodos de agregação das dimensões, métodos de normalização e um esquema específico de ponderação (Latif *et al.*, 2017), são considerados inovadores para avaliação do desenvolvimento sustentável, ainda que a agregação dos mesmos seja um método comum na construção de um índice único que permite a avaliação de uma infinidade de aspetos. Podem ser transformados num índice único a ser elaborado dentro de um contexto coerente para garantir que os parâmetros específicos do processo apresentem variação temporal. Formular essa estrutura permite evitar posteriores problemas como a falta de informação para um determinado indicador (Singh *et al.*, 2007).

No presente trabalho foram utilizados 19 indicadores, 5 deles integram a dimensão económica (Custo de Implementação, Custo de Operação, Custo Energético, Custo de Coagulante, Custo de Limpeza), 10 a dimensão ambiental (Remoção de CQO, Turbidez, Cor, Azoto, Material Sedimentável, Óleos e Gorduras, Consumo Energético, Área Requerida, Lama Produzida e Potencial de Reuso de Água.), e ainda 4 adstritos à dimensão social (Odor, Ruído, Impacte Visual e Aceitação Pública). , estes seguem apresentados com mais detalhes no item 3.2.

A seguir apresentam-se algumas metodologias onde é possível a aplicação desses indicadores.

2.6. METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO APLICÁVEIS À SUSTENTABILIDADE

Existem variadas metodologias que podem ser utilizadas, quando se pretende realizar uma análise da real situação em que se encontram as questões sustentáveis de uma empresa. Com a intenção de trabalhar na mesma direção da proposta do trabalho, serão apresentados métodos que visam a construção de um índice.

2.6.1. Avaliação do Ciclo de Vida

De maneira geral, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) pode ser encarada como uma metodologia relativamente nova, porém com crescimento considerável, capaz de avaliar o desempenho ambiental de forma completa, para o tratamento de dados e para uma visão ampla dos aspetos de uma empresa, processo, ou produto (Yasar *et al.*, 2017).

No entanto, a ACV pode apresentar um grau de dificuldade elevado tanto no que diz respeito aos modelos envolvidos e à utilização de softwares complexos como na própria compreensão dos resultados, que requer um conhecimento bem aprofundado do objeto de estudo para o seu perfeito entendimento.

Os estágios do ciclo de vida podem ser compostos basicamente por dados de entrada, dados do processo ou operação e dados de saída em que os principais pontos de avaliação são os impactes ambientais causados na água, solo e ar.

Apesar da metodologia ter como foco de análise a situação ambiental de um dado processo, pode oferecer grande auxílio para a avaliação da sustentabilidade do mesmo.

2.6.2. Método de Análise de Decisão Multicritério

A Análise de Decisão Multicritério (ADM) é fundamentada em pesquisas operacionais. Tende a captar as essências do desenvolvimento sustentável existentes e cabíveis de implementação (Singh et al., 2007). A sua principal vantagem é poder considerar um grande número de dados associados a problemas de variadas dimensões, podendo estes ser expostos de forma matricial.

Os dados são geralmente inseridos nessa matriz e podem envolver intensidade de preferência, quando houver critérios qualitativos, número de critérios a favor de uma alternativa, pesos associados a critérios individuais, e a relação entre possíveis alternativas (Munda, 2005).

As combinações dessas informações possibilitam a formação de diferentes formas de agregação, o que implica assumir uma posição de compensação. O uso de pesos com intensidade de preferência origina métodos multicritério que conferem significado de compensação.

Existem, no entanto, variados métodos que podem estar relacionados com a análise multicritério como o de pesos equivalentes, análise de componentes principais, correspondência múltipla, análise de regressão, análise envoltória de dados, opinião pública, processo de hierarquia, entre outros.

2.6.3. Índice Composto de Desenvolvimento Sustentável

Este índice também conhecido por Índice Composto de Desempenho da Sustentabilidade (ICDS) busca expressar o quão de acordo está uma empresa em relação às suas políticas e compromissos sustentáveis.

Segundo Krajnc e Glavič (2005), o ICDS propõe o acompanhamento de informações integradas sobre aspetos, económicos, ambientais e sociais de uma empresa em função do tempo. A metodologia envolve a normalização dos indicadores associados em subíndices e utiliza o processo de hierarquia analítica para determinar o impacto de um indicador e construir um índice global.

Os passos para o cálculo desse indicador são bem similares ao que se pretende realizar no presente trabalho, tem início na seleção dos indicadores, seguido pelo agrupamento dos mesmos nas dimensões ambiental, económica, e social e a sua classificação em positivos ou negativos. Tomados esses passos realiza-se a normalização e a ponderação, para que, por fim, os subíndices possam ser calculados e combinados num índice de desenvolvimento sustentável.

2.6.4. Método da Hierarquia Analítica

O método também conhecido por Processo de Hierarquia Analítica (PHA) é usualmente tratado como uma extensão após a seleção de um procedimento, normalmente utilizado para auxiliar na ponderação dos indicadores, pós-realizada a normalização dos mesmos. Baseado nos princípios de construção hierárquica, definição de prioridades e consistência lógica (Macharis *et al.*, 2004).

Costuma ser usado devido à sua flexibilidade, à sua capacidade de verificar inconsistências e lidar com critérios quantitativos e qualitativos, identificados como indicadores de sustentabilidade, de modo a reconhecer o nível de importância entre os indicadores, além de seu contributo para a tomada de decisão e fácil compreensão e aplicação operacional (Loghmanpoor *et al.*, 2013; Singh *et al.*, 2007).

No entanto, de acordo com o número de subsistemas que forem decompostos com o PHA, a realização de comparações entre pares pode acabar por se tornar uma tarefa trabalhosa (Macharis *et al.*, 2004). Outra dificuldade aparente é a limitação da escala Saaty utilizada que em alguns casos pode dificultar a distinção entre preferências por parte dos tomadores de decisão. Além disso, fica evidente a dependência de participantes para os resultados da metodologia.

Ainda que com estas dificuldades, foi esta a metodologia de ponderação escolhida para ser utilizada no presente trabalho.

2.6.5. Método de Composição de Indicadores

Segundo Frank *et al.* (2016) associado à criação de um índice deve existir um método bem definido capaz de prover informação útil concernente à sustentabilidade de uma empresa. O autor mencionado, coloca 5 passos básicos para a construção de um índice, em que o primeiro seria a seleção do âmbito do índice que se pretende trabalhar.

Na sequência, o segundo passo, fundamental, a ser tomado é a seleção de indicadores (abordados no item 2.5.3.) que serão combinados. A quantidade de indicadores a ser trabalhado dever ser escolhida minuciosamente, uma vez que um número elevado de indicadores pode vir a ocasionar uma análise dificultada do índice.

De seguida, é necessário escolher o método de agregação para compilar esses indicadores num índice único, onde é mencionado, como mais usual, a normalização dos indicadores (passo 3), seguida da ponderação (passo 4) dos mesmos.

O quinto e último passo envolve teste de sensibilidade do índice gerado, onde acaba por ser constatado se o índice apresenta robustez para ser aplicado. Uma síntese dos passos para construção do índice encontra-se ilustrada na Figura 5.

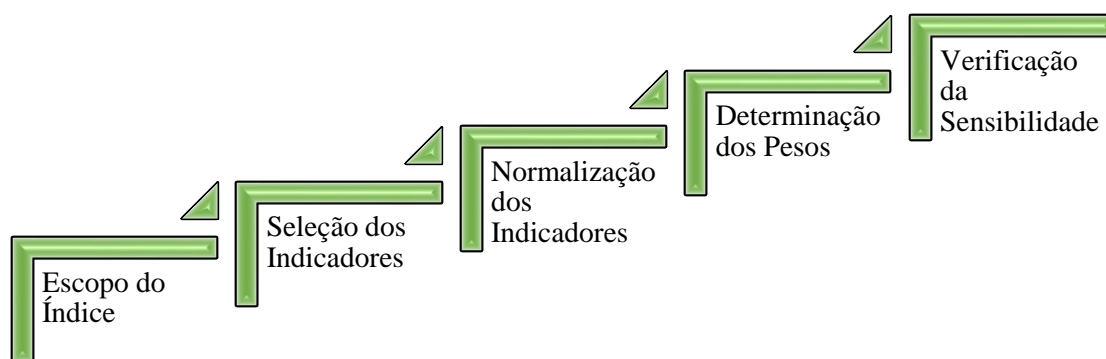


Figura 5. Passos para construção de um índice. Fonte: Adaptado de Frank *et al.*(2016).

Contudo ainda que por métodos similares, ou não, existem ainda uma série de maneiras para a construção de um índice, e como já mencionado, o propósito do presente trabalho é a construção de um índice de sustentabilidade.

A utilização do Índice Composto tende a apresentar pontos positivos e negativos. Segundo Saisana *et al.* (2005) os principais aspetos positivos são: poderem ser usados na síntese de questões complexas ou multidimensionais, facilitando as tomadas de decisão; apresentarem interpretação descomplicada quando comparado com a compreensão de tendências mediante vários indicadores; serem aptos a comparar o desempenho e progresso ao longo do tempo. Quanto à principal desvantagem a ser mencionada tem-se a dificuldade em avaliar adequadamente a diversidade de perspetivas sobre a importância relativa dos subindicadores e ainda a quantidade de dados a serem levantados, fazendo-se necessário obter dados para cada indicador, a fim de se realizar uma análise estatística significativa.

Outra crítica referente ao modelo acontece em função da capacidade de os componentes serem substituídos, em alguns casos pode ocorrer o facto de um parâmetro mascarar o outro, de modo que uma análise de sensibilidade (estudo de como um indicador composto pode ser distribuído a diferentes fontes, qualitativa ou quantitativamente) pode dar transparência ao método.

Como pode ser visto, a construção de um índice composto, não envolve apenas a agregação de vários indicadores, mas ainda uma compilação de métodos, ferramentas e técnicas. Deve-se entender

a influência dos parâmetros, havendo necessidade de uma abordagem clara para selecionar os indicadores, além de uma base dados de qualidade.

Em caso de lacunas de dados, métodos como substituição média, resultados de correlação, ou séries temporais, podem ser aplicados. No entanto, é necessário avaliar o método que proponha resultados confiáveis. Além disso, a normalização e as técnicas de ponderação devem ser usadas. A seleção dos métodos apropriados depende dos dados e do âmbito do estudo. Finalmente, após a agregação dos indicadores, é necessário verificar a robustez e a sensibilidade (Saisana e Tarantola, 2002).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente capítulo descreve o sistema de estudo, o sistema alternativo de tratamento, bem como a metodologia utilizada na avaliação.

3.1. CASOS DE ESTUDO

Conforme já mencionado anteriormente para a avaliação do sistema de tratamento foram consideradas duas situações: a avaliação da sustentabilidade do sistema de tratamento de águas residuais atualmente utilizado pela empresa de abate de suínos; a avaliação de um sistema alternativo de tratamento, estudado à escala laboratorial, com a aplicação da eletrocoagulação. Ambos os sistemas são descritos a seguir.

3.1.1. Sistema de Tratamento Atual

Os dados a serem trabalhados foram fornecidos por uma cooperativa industrial brasileira do ramo do abate e industrialização de suínos, situada a oeste do estado do Paraná, no município de Medianeira. A empresa, em atividade, apresenta uma instalação com capacidade de abate de 6.500 suínos por dia, a unidade apresenta 85.000 m² de área construída com um alcance de produção diário de 1.000 toneladas em alimentos, diversificados em mais de 300 produtos e mais de 4.000 funcionários.

O tratamento de águas residuais da empresa é dividido em duas linhas, a linha verde, onde é realizada a lavagem de camiões e da pocilga, e a linha vermelha, onde é concentrado o sangue e afins. Cada linha passa por tamisadores e por um decantador com remoção de gordura, posteriormente o efluente das duas linhas junta-se e passa mais uma vez por um terceiro decantador com remoção de gordura.

Relativamente ao processo de abate, são realizadas as operações de recepção dos animais e dieta hídrica nas pocilgas, condução e lavagem dos animais, insensibilização, sangria, escaldagem e depilação, evisceração, corte da carcaça, refrigeração, industrialização e transporte adequado do produto (Scarassati *et al.*, 2003). Na Figura 6 apresenta-se um breve fluxograma com a identificação das principais entradas e as saídas mássicas e energéticas, respetivamente para cada operação/processo unitário.



Figura 6. Fluxograma genérico de abate de suínos. Fonte: adaptado European Commission, 2005

Como já parcialmente mencionado, a estação de tratamento de águas residuais da empresa é composta por tamisadores, utilizadas no tratamento preliminar; decantador/tanque de gordura, usados no tratamneto primário; duas lagoas anaeróbias, uma lagoa arejada e uma lagoa de sedimentação, usadas no tratamento secundário; e, por fim, um flotador, como forma de pós-tratamento físico-químico, conforme pode ser visto na Figura 7. O caudal de efluente gerado pela atividade é de $5.200 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$. Para o trabalho foram consideradas desprezáveis as perdas existentes ao longo do processo de tratamento, isto é, o caudal de entrada de efluente bruto foi equivalente ao caudal de saída de efluente tratado.

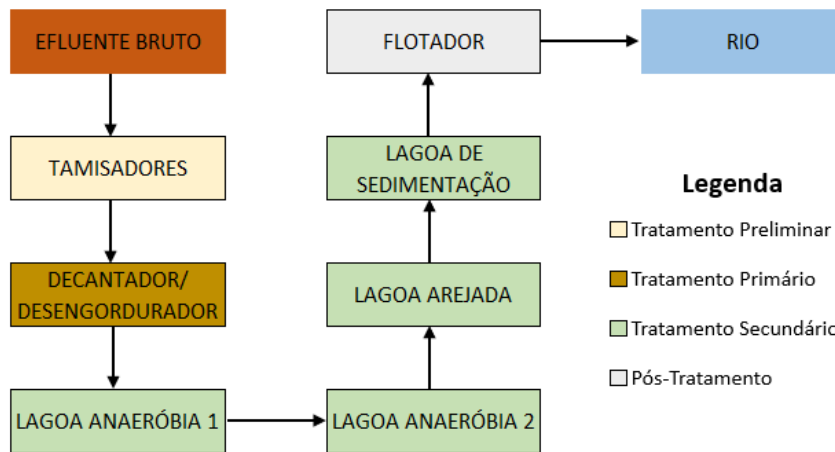


Figura 7. Sistema de Tratamento de Efluentes da Agroindústria. Fonte: adaptado de Orssatto *et al.* (2018).

Na Figura 8 é possível ver a condição atual do sistema de tratamento da empresa, ao levar em consideração o seu posicionamento geográfico.



Figura 8. Sistema de tratamento de águas residuais da empresa avaliada. Fonte: Google Earth.

As águas residuais geradas pela atividade da empresa são lançadas no Rio Alegria, que apresenta trecho próximo à área em que se encontra o sistema de tratamento da empresa (norte da Figura 8). O corpo recetor faz parte da Bacia do Paraná 3 e conforme o Relatório Final do comitê Gestor da BBP 3, que traz a proposta atualizada de enquadramento dos corpos hídricos, o rio Alegria está classificado como Classe 3, no trecho que tem como uso a diluição de efluente industrial, até à confluência com o Rio Ocoí. (AGUASPARANÁ, 2016).

3.1.2. Sistema de Tratamento Alternativo

Como consta entre um dos objetivos do trabalho, pretende-se realizar uma comparação entre o sistema de tratamento convencional, adotado pela empresa, e um projeto piloto que propõe a substituição do tratamento pós nível preliminar (tratamento físico-químico) por um processo alternativo que utiliza eletrocoagulação (EC) e coagulante orgânico.

A EC é um processo de geração de hidróxidos por meio de passagem de corrente elétrica através de eletrodos de alumínio ou ferro, para remover impurezas em algum efluente (Mores *et al.*, 2016), sendo que na técnica eletrolítica ocorre a dissolução de um metal no ânodo com formação simultânea de íons hidróxido e hidrogênio gasoso no cátodo, uma turbulência suave é gerada no sistema e estas bolhas ligam-se com poluentes diminuindo o seu peso específico relativo. Conseqüentemente, eles melhoram o processo de floculação e a separação dos contaminantes floculados por flutuação. Além disso, o hidrogênio pode ser recolhido e usado como fonte de energia ou como reagente para outras aplicações na indústria (Cañizares *et al.*, 2007; Phalakornkule *et al.*, 2010).

A técnica é mais benéfica do que a coagulação química porque requer uma quantidade menor de produtos químicos, a salinidade da água residual não aumenta e o custo do tratamento tende a ser reduzido (Valero *et al.*, 2011), além de apresentar uma eficiência de remoção considerável da CQO e dos sólidos suspensos totais (SST) (Al-Shannag *et al.*, 2012).

Mediante tais considerações, o modelo baseou-se nos estudos realizados por Orssatto *et al.* (2018), nos quais foram avaliadas a remoção da CQO, turbidez, cor, e o azoto total Kjeldahl (TKN) dos efluentes da mesma agroindústria já mencionada no presente trabalho, por meio de uma combinação entre EC que utiliza eletrodos de alumínio e coagulante orgânico a base de tanino.

O sistema foi testado com alimentação descontínua (reator batch) com uso de um Becker de vidro de 1 L e um agitador magnético, sendo que os eletrodos foram diretamente conectados a uma fonte de corrente contínua como pode ser visto na Figura 9. As condições ótimas na qual operou o sistema foram um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 10 min para concentração de 0,774 mL de coagulante por L de efluente, corrente elétrica de 0,68 A e densidade de corrente de 13,6 mA. cm⁻².

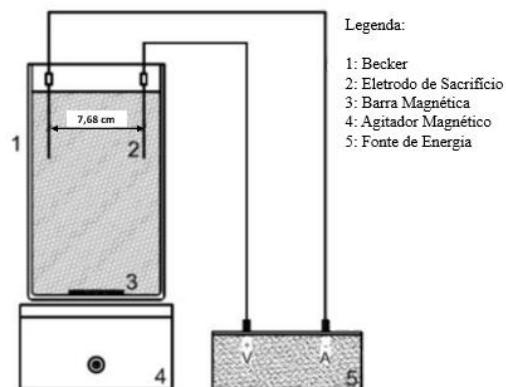


Figura 9. Modelo experimental para tratamento de efluente por eletrocoagulação.

Fonte: adaptado de Orssatto *et al.* (2018).

3.2. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO

Para a construção do Índice de Sustentabilidade foram seguidos os passos já mencionados em 2.6, onde foi utilizado o método proposto por Molinos-Senante *et al.* (2014). Dessa maneira, o primeiro passo foi realizar a composição de um levantamento de indicadores, seguindo critérios científicos, transparentes, representativos, relevantes e quantificáveis dentro das dimensões ambiental, económica e social. Os indicadores trabalhados encontram-se expostos na Tabela 6.

Tabela 6. Conjunto de indicadores para avaliar a sustentabilidade de sistema de tratamento de efluentes.

Fonte: Adaptado Molinos-Senante *et al.* (2014).

Dimensão	Indicador	Direção	Fonte (*)	Fórmula(**)
	Custo de investimento (Ci)	Negativa	IND e LIT	$C_i = \frac{\text{custo operacional}}{\text{valor do investimento}}$
	Custo de operação (Co)	Negativa	IND e LIT	$C_o = \frac{\text{custo operacional}}{V. \text{ano}}$
Económica	Custo de energia (Ce)	Negativa	IND e LIT	$C_e = \frac{\text{custo energético}}{\text{custo operacional}}$
	Custo de insumos (Cc)	Negativa	IND e LIT	$C_c = \frac{\text{custo de insumos}}{\text{custo operacional}}$
	Custo de limpeza (Cl)	Negativa	IND e LIT	$C_l = \frac{\text{custo de limpeza}}{\text{custo operacional}}$

Tabela 6 (continuação). Conjunto de indicadores para avaliar a sustentabilidade de sistema de tratamento de efluentes. Fonte: Adaptado Molinos-Senante *et al.* (2014).

Dimensão	Indicador	Direção	Fonte (*)	Fórmula(**)
Ambiental	Eficiência de remoção de M.O.	Positiva	IND e LIT	$ER_{DQO} = \frac{[CQO]_e - [CQO]_s}{[CQO]_e}$
	Eficiência de remoção de turbidez	Positiva	IND e LIT	$ER_{Turb} = \frac{NTU_e - NTU_s}{NTU_e}$
	Eficiência de remoção de cor	Positiva	IND e LIT	$ER_{Cor} = \frac{[Pt]_e - [Pt]_s}{[Pt]_e}$
	Eficiência de remoção de azoto	Positiva	IND e LIT	$ER_N = \frac{[N]_e - [N]_s}{[N]_e}$
	Eficiência de remoção de SST	Positiva	IND e LIT	$ER_{M.S.} = \frac{[SST]_e - [SST]_s}{[SST]_e}$
	Eficiência de remoção de O. G.	Positiva	IND e LIT	$ER_{O.G.} = \frac{[O.G.]_e - [O.G.]_s}{[O.G.]_e}$
	Consumo de energia	Negativa	IND e LIT	$CE = \frac{E}{V}$
	Área requerida	Negativa	IND e LIT	$A_{req} = \frac{A}{V.dia}$
	Lama produzida	Negativa	IND e LIT	$Lp = \frac{m}{V}$
	Potencial de reuso de água	Positivo	ESP	Qualitativo
Social	Odor	Negativo	ESP	Qualitativo
	Ruido	Negativo	ESP	Qualitativo
	Impacto visual	Negativo	ESP	Qualitativo
	Aceitação pública	Positivo	ESP	Qualitativo

(*) IND: Base de dados reais oriundos da indústria; LIT: Base de dados proveniente da literatura; ESP: Especialistas.

(**) Unidades: Métricas de custo (€); E= energia (kWh); V= volume (m³ de H₂O); A= Área (m²); m= massa de lama (Kg); Qualitativo (valores em função das respostas de especialistas, variando de 1 a 9).

Como os indicadores qualitativos não podem ser estimados da mesma maneira que os quantitativos, por dados primários, realizou-se uma quantificação por meio de uma escala de 9 pontos, de modo a haver correspondência entre a escala qualitativa e a numérica, como segue descrito na Tabela 7. Essa quantificação foi realizada mediante a aplicação de um questionário a especialistas da área, o questionário segue descrito no ANEXO A.

Tabela 7. Correspondência entre escala qualitativa e quantitativa.

Escala Qualitativa	Muito Baixa	Baixa	Moderada	Alta	Muito Alta
Proporção Numérica	1	3	5	7	9

Na Tabela 6 apresenta-se ainda o sinal da influência do indicador no índice, isto é, para um indicador positivo, um valor mais alto representa uma melhoria na sustentabilidade, já para um indicador negativo, um valor mais alto representa um prejuízo para a sustentabilidade. Essa distinção entre indicadores é essencial para que seja feita a normalização dos mesmos, e aplicada tanto aos indicadores que apresentam uma variação temporal, indicadores assentes na literatura, e aos avaliados qualitativamente, por intermédio do reescalonamento máximo e mínimo (SREA, 2016).

Para realizar a normalização, o primeiro passo é a organização dos valores médios dos indicadores de maneira matricial a considerar como linhas (i) os dois sistemas utilizados, e como colunas (j) os indicadores.

Organizados os valores a construção de uma nova matriz de mesma ordem da trabalhada pode ser feita ao utilizar as seguintes equações (1) e (2):

$$N_{ij(p)} = \frac{I_{ij(p)} - I_{j(p)}^{min}}{I_{j(p)}^{max} - I_{j(p)}^{min}} \quad (1)$$

Onde $N_{ij(p)}$ corresponde à normalização para cada indicador positivo; $I_{ij(p)}$ corresponde ao valor de um determinado indicador negativo, conforme uma determinada linha e coluna; $I_{j(p)}^{max}$ e $I_{j(p)}^{min}$ aos valores máximo e mínimo para os indicadores avaliados.

A outra equação, similar à equação (1), é a que segue descrita a baixo, com correspondência aos indicadores negativos:

$$N_{ij(n)} = \frac{I_{j(n)}^{max} - I_{ij(n)}}{I_{j(n)}^{max} - I_{j(n)}^{min}} \quad (2)$$

Onde $N_{ij(n)}$ corresponde à normalização para cada indicador negativos; $I_{ij(n)}$ corresponde ao valor de um determinado indicador positivo, conforme uma determinada linha e coluna; $I_{j(n)}^{max}$ e $I_{j(n)}^{min}$ aos valores máximo e mínimo para os indicadores negativos avaliados.

Os valores da matriz normalizada para este tipo de caso variam entre 0 e 1, sendo que, como o no estudo trabalhou-se apenas com dois sistemas, os valores resultantes da aplicação das equações (1) e (2), foram exatamente 0, que posteriormente multiplicados com os pesos não contribuem para o acréscimo do índice, ou 1, que contribuem. Tabelas que apresentam os valores médios dos indicadores e a matriz composta de elementos binários formada encontram-se no ANEXO B.

Na sequência fez-se necessário mensurar a importância particular das dimensões trabalhadas, bem como cada indicador, a elas associadas por meio de ponderação, ao utilizar o Processo de Hierarquia Analítica (PHA). A descrição desse processo apresenta-se no item 4.1.

O método faz uso da escala Saaty, Tabela 8, que compara as dimensões e os indicadores em pares para avaliar a sua importância relativa. A atribuição desses pesos, também, foi obtida com a aplicação do questionário, construído por meio do serviço *Google Forms* da plataforma *Google Docs*, ANEXO A, que ficou disponível de 04/11/2018 à 14/11/2018. A pesquisa foi realizada com 6 acadêmicos e 5 licenciados/bacharéis, 5 mestres e 4 doutores que foram considerados especialistas para a situação em estudo. Ao todo 20 questionários foram respondidos no entanto apenas 10 questionários atenderam aos requisitos propostos pela metodologia.

Tabela 8. Escala Saaty de preferência. Fonte: Adaptado Saaty e Vargas (2012).

Escala	Intervalo numérico
Extremamente preferido	9
Muito preferido	7
Preferido	5
Moderadamente preferido	3
Igualmente preferido	1

Os juízos numéricos estabelecidos a partir da aplicação de cada questionário, para cada conjunto de comparações, foram então inseridos numa nova matriz que foi, também, normalizada, de maneira diferente da anterior conforme consta no item 4.1., para obter autovetores, isto é, os pesos das dimensões e dos respectivos indicadores e o autovalor para posterior verificação. Nesse processo é de suma importância a verificação de um índice de coerência (I_C), equação (3), para que seja possível verificar a razão de coerência (R_C), equação (4), em cada um dos questionários respondidos.

$$I_C = \frac{(\lambda_{max} - n)}{n - 1} \quad (3)$$

Onde λ_{max} representa o autovalor máximo; e n o número de fatores na matriz de julgamento.

$$R_C = \frac{I_C}{I_A} \quad (4)$$

Onde I_A é o índice aleatório de um método recíproco gerado aleatoriamente da matriz da escala de 9 pontos, com recíprocos forçados. Segundo Saaty (1980), conforme citado por (Bottero, *et al.*, 2011) uma $R_C \leq 0,1$ é considerada coerente. A verificação do I_R apresenta-se na Tabela 9.

Tabela 9. Índice aleatório (I_A). Fonte: Adaptado Saaty e Vargas (2012).

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
I_R	0	0	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,4	1,45	1,49

Realizada a verificação de coerência de cada questionário, a ponderação foi obtida através da média de todos os questionários considerados coerentes pelo método. Assim, tornou-se possível calcular a sustentabilidade em cada âmbito estudado, económico (S_{EC}), ambiental (S_{AMB}) e social (S_{SOC}), respetivamente pelas equações (5), (6) e (7).

$$S_{EC} = \sum_{e=1}^{e_n} P_e \cdot N_e \quad (5)$$

Sendo que e corresponde ao número de indicadores económicos; P_e ao peso dos indicadores desse âmbito; e N_e ao valor normalizado de cada indicador.

$$S_{AMB} = \sum_{a=1}^{a_n} P_a \cdot N_a \quad (6)$$

Onde a corresponde ao número de indicadores ambientais; P_a ao peso dos indicadores desse âmbito; e N_a ao valor normalizado de cada indicador.

$$S_{SOC} = \sum_{s=1}^{s_n} P_s \cdot N_s \quad (7)$$

Similar aos casos anteriores, dessa vez, s corresponde ao número de indicadores sociais; P_s ao peso dos indicadores desse âmbito; e N_s ao valor normalizado de cada indicador.

A partir dos pesos obtidos com o uso do modelo de PHA, das dimensões, foi possível calcular um índice global de sustentabilidade (I_{GS}), como se mostra na equação (8).

$$I_{GS} = P_{e(PHA)} \cdot S_{EC} + P_{e(PHA)} \cdot S_{AMB} + P_{s(PHA)} \cdot S_{SOC} \quad (8)$$

Através da metodologia apresentada foi possível realizar uma comparação entre o sistema de tratamento de efluentes convencional e o alternativo, por intermédio dos valores numéricos obtidos com os índices que variaram dentro de um intervalo de 0 a 1.

Feito isto, ainda foram considerados sete cenários diferentes, com o intuito de avaliar a sensibilidade do método. Os cenários representam valores de ponderação para dimensões trabalhadas que foram distribuídos aleatoriamente a fim de ver o comportamento dos índices globais dos sistemas de tratamento, nas mais variadas situações.

A denominação dada aos cenários foram A (onde todas as dimensões tiveram os mesmos pesos 33,33%), B dividida em três situações, B1, B2 e B3 (onde para cada situação, uma dimensão recebe o peso de 50% e as outras duas de 25%), e C, também dividida em três situações, C1, C2 e C3 (em cada situação, uma dimensão recebe o peso de 80% e as outras duas 10%).

Os resultados obtidos seguem descritos na sequência do trabalho.

4. RESULTADOS

O presente capítulo apresenta os resultados obtidos com a aplicação do índice proposto, enfatizando-se os resultados de ponderação obtidos por meio dos questionários, bem como os dados primários para o cálculo dos indicadores do sistema de tratamento adotados pela empresa, do sistema de tratamento alternativo, além de uma comparação e discussão entre o índice de sustentabilidade gerado para cada tipo de tratamento.

4.1. ATRIBUIÇÃO DAS PONDERAÇÕES

Para estabelecer os pesos das dimensões e indicadores, conforme mencionado na metodologia, foi utilizado o PHA. Para melhor percepção de como foi aplicado o método segue o exemplo conforme uma das respostas do questionário.

Inicialmente, cada especialista assumiu um valor, dentro do intervalo proposto por Saaty, para determinar quantas vezes uma dimensão é mais relevante que a outra. Feito isso, esses valores foram devidamente inseridos em matrizes a fim de comparar os indicadores de maneira pareada, tal qual pode ser observado na Tabela 10.

Tabela 10. Construção de V e λ -max das dimensões.

Dimensões	Económica	Ambiental	Social	Autovetor (V)	Normalização V	Autovalor (λ -max)
Económica	1	1/5	1/5	0,34	0,09	3,000
Ambiental	5	1	1	1,71	0,455	
Social	5	1	1	1,71	0,455	
Σ	11	2,2	2,2	3,76	1	

A leitura dos valores da tabela deve ser feita de linha para coluna, onde os valores expostos em forma de fração representam que o valor da coluna é n-vezes mais relevante que o da linha.

Realizada essa disposição de valores foram calculados os autovetores. Para esse cálculo foi realizada a média geométrica de cada linha da matriz, no entanto, esses valores carecem de uma normalização. Para isso, foi realizada a razão entre os autovetores e o somatório dos mesmos.

A soma dos autovetores normalizados retornam um valor igual a um, o que facilita o entendimento de que são por meio desses valores que se consegue atingir o valor percentual a ser aplicado às dimensões, por meio das médias percentuais dos questionários validados.

Nem todos os questionários puderam ser considerados para esta avaliação em função de certa inconformidade identificada de acordo com a metodologia proposta por Saaty. Para avaliação da conformidade dos questionários foram utilizadas as equações (3), que carece do uso dos autovalores

(calculados a partir da multiplicação matricial entre a linha do somatório das dimensões e a coluna dos autovetores normalizados), e (4) onde o resultado da última, conforme mencionado, não valida o questionário caso seja maior que 0,1.

Os indicadores de cada dimensão foram avaliados da mesma maneira, de tal forma que foram alcançados os valores percentuais conforme segue apresentado na Tabela 11.

Tabela 11. Distribuição dos pesos.

Peso das Dimensões e Critérios	
Económica	31,5%
Ambiental	35,5%
Social	33,0%
Custo inv.	23,1%
Custo op.	22,7%
Custo en.	24,4%
Custo coag.	16,1%
Custo limp.	13,7%
M.O.	10,7%
Turb.	5,6%
Cor	7,5%
Azoto	14,8%
SST	8,7%
O.G.	15,5%
Energia	8,8%
Área req.	7,2%
Lodo ger.	9,5%
Pot. Reus.	11,7%
Odor	31,5%
Ruído	21,0%
Impacto Visual	19,5%
Aceitação Pública	28,0%

No ANEXO C é possível visualizar os pesos obtidos das dimensões e indicadores, de modo a permitir de forma mais intuitiva discernir quais apresentam maior ou menor relevância.

4.2. DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO INSTALADO NA EMPRESA

A título de organização, a apresentação do comportamento da empresa mediante a avaliação realizada, seguirá as dimensões e os indicadores apresentados na Tabela 6.

4.2.1. Dimensão Económica

Conforme já apresentado essa dimensão é constituída, basicamente, pelos indicadores Custo de Investimento, o Custo de Operação, Custo de Energia, Custo de Insumos e Custo de Limpeza. Na sequência é possível visualizar como estes foram calculados. Todos os indicadores dessa dimensão são considerados negativos, logo, foram normalizados por meio da aplicação da equação (2).

4.2.1.1. Custo de Investimento

O indicador envolve a razão entre os custos operacionais da empresa (compostos pelo gastos energéticos, consumo de insumos e ainda o custo de limpeza das lagoas) e o valor necessário para investir na implementação do sistema de tratamento que existe na indústria. Para uma série de fatores os valores do custo de investimento não puderam ser repassados pela empresa de tal forma que foram estimados por meio de um orçamento realizado por uma outra empresa brasileira que trabalha com a implementação de sistemas de tratamento.

Ao considerar os valores em dólar, o custo para implementação do sistema foi em torno de € 406.180,00. Quanto aos custos operacionais, a Tabela 12, Tabela 13 e Tabela 14, apresentam os valores com gastos energéticos, insumos e limpeza, respetivamente. De posse de cada uma dessas componentes é possível dizer que o custo operacional médio anual da empresa varia em torno de € 604.061,58.

Com os valores obtidos é possível realizar o cálculo do primeiro indicador avaliado o Custo de Investimento com um valor de cerca de 1,49 valor este adimensional, por se tratarem de duas unidades monetárias.

4.2.1.2. Custo de Operação

Esse indicador também utiliza dos valores relativos ao custo operacional (€ 604.061,58), com a diferença de que é feita uma relação entre essa métrica e a quantidade de água tratada em m³, pós-tratamento. Como a empresa gera 5.200m³.dia⁻¹, a correspondência direta, assumindo um funcionamento ininterrupto, é de 1.898.000,00 m³ de água por ano, dessa maneira, esse indicador atingiu o valor de 0,32 €·m⁻³.

4.2.1.3. Custo de Energia

O presente indicador, correlaciona o valor dos gastos energéticos com o valor do custo operacional, por meio da razão entre ambos. A verificação da Tabela 12 permite a verificação dos gastos energéticos semanais assumidos pela empresa.

Tabela 12. Relação consumo de energia semanal utilizada.

QUANTIDADE	EQUIPAMENTO	POTÊNCIA	OPERAÇÃO SEMANAL	kWh/SEMANA
2	Bombas de coagulante	0,37 kW	54h	39,96
2	Bombas de polímero (Wtech)	0,75 kW	54h	81,00
1	Bombas de polímero (Environquip)	0,75 kW	54h	40,50
2	Agitadores de polímero (Wtech)	0,75 kW	54h	81,00
2	Agitadores de polímero (Environquip)	0,55 kW	54h	59,40
2	Bombas de microbolha (Wtech)	14,91 kW	54h	805,36
2	Bombas de ar dissolvido (Environquip)	9,19 kW	54h	496,46
1	Ponte raspadora Wtech	0,37 kW	125h	46,25
1	Ponte raspadora Environquip	0,15 kW	54h	8,10
2	Bombas de lodo	1,50 kW	54h	162,00
1	Bomba dosadora de antiespumante	0,01 kW	54h	0,60
4	Aeradores Lagoa Aerada (pequenos)	11,03 kW	168h	7.413,83
3	Aeradores Lagoa Aerada (grandes)	14,71 kW	168h	7.413,83
TOTAL POTENCIA INSTALADA (quantidade de cada equipamento multiplicado pela potência do mesmo) kW		121,49 kW		16.648,28

Na tabela anterior é possível visualizar que as bombas de microbolha e de ar dissolvido se encontram destacadas, pelo facto de esses equipamentos não serem ligados em simultâneo, visto que assumem o papel de bomba de reserva caso haja necessidade de substituição.

Considerando que a empresa gasta cerca de 16.648,28 kWh por semana no seu sistema de tratamento e que um ano tem em média 52 semanas, existe um consumo anual de cerca de 865.710,65 kWh. Além disso, segundo a Companhia Paranaense de Energia (COPEL), o custo por kWh para esta estação é de aproximadamente € 0,18. Este valor retorna um gasto com energia elétrica em torno de € 152.884,50.

Com este valor a razão entre as variáveis desse indicador retornaram um valor adimensional de 0,25.

4.2.1.4. Custo de Insumos

Em relação ao consumo de insumos, como é notório nos dados da Tabela 13, o insumo que envolve maior gasto, hoje na empresa, é o coagulante à base de tanino por eles utilizado no processo de floculação.

Tabela 13. Gastos com insumos no tratamento.

Volume de insumos			
PRODUTO	CONSUMO DIÁRIO MÉDIO	CUSTO	CUSTO GLOBAL
Coagulante	600 kg	1,72 €/kg	1.031,79 €
Polímero Aniônico	6,5 kg	4,93 €/kg	32,04 €
Polímero Catiônico	3,5 kg	4,60 €/kg	16,09 €
Anti espumante	8 L	4,92 €/L	39,36 €
TOTAL			1.119,28 €

Deve ser levado em conta que os dados são referentes a valores diários. Ao considerar uma operação de 365 dias no ano, pode ser sobrestimado um gasto de € 408.535,90 em insumos do processo.

De posse desses gastos e dos custos operacionais, para esse indicador pode chegar-se a um valor adimensional médio de 0,67.

4.2.1.5. Custo de Limpeza

O último fator com influência nas despesas de operação do sistema são os custos de limpeza do mesmo. Uma breve relação dos dados relativos aos gastos com essa variável seguem descritos na Tabela 14.

Tabela 14. Valores para limpeza das lagoas.

LIMPEZAS	VALOR
Limpeza – 2015	19.935,51 €
Limpeza – 2015	2.310,29 €
Limpeza – 2015	2.489,26 €
Limpeza – 2015	10.021,40 €
TOTAL 2015	34.756,46 €
Limpeza - 2016	15.407,64 €
Limpeza - 2016	5.720,98 €
Limpeza - 2016	29.397,28 €
TOTAL 2016	50.525,90 €
MÉDIA ANUAL	42.641,18 €

Infelizmente de entre os dados fornecidos pela empresa só havia valores referentes aos anos de 2015 e 2016. Na estimativa de um valor para o ano de 2017, foi considerado o valor da média anual, entre 2015 e 2016.

Mais uma vez com os valores da presente variável, foi possível encontrar uma razão média entre os gastos com limpeza e os custos operacionais de 0,07.

4.2.2. Dimensão Ambiental

Os principais indicadores ambientais utilizados para avaliação dessa esfera foram a Eficiência de Remoção de CQO, Turbidez, Cor, Azoto, Materiais Sedimentáveis e Óleos e Gorduras. Para normalizar estes indicadores, positivos, foi utilizada a equação (1). Os Outros quatro indicadores que também foram avaliados dentro desta dimensão foram o Consumo Energético, a Área Requerida, a Lama produzida, que por serem negativos, fizeram uso da equação (2) para normalização, e o Potencial de Reuso de Água que por, também, ser um indicador positivo utilizou a equação (1). Os resultados de cada indicador, são apresentados a seguir.

4.2.2.1. Eficiência de Remoção de CQO

No que diz respeito à remoção de CQO, a organização dos dados fornecidos pela empresa viabilizou a realização de uma análise mensal entre os anos de 2015 a 2017, tal e qual pode ser visto nos gráficos da Figura 10, Figura 11 e Figura 12.

2015	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Unidade
CQO in	-	-	2.292,00	4.352,00	2.800,00	2.172,10	2.523,47	2.381,00	2.674,50	2.892,00	3.953,60	4.894,90	mg/L
CQO out	-	-	117,43	117,28	158,39	127,71	144,75	128,54	117,68	108,68	87,23	79,12	mg/L

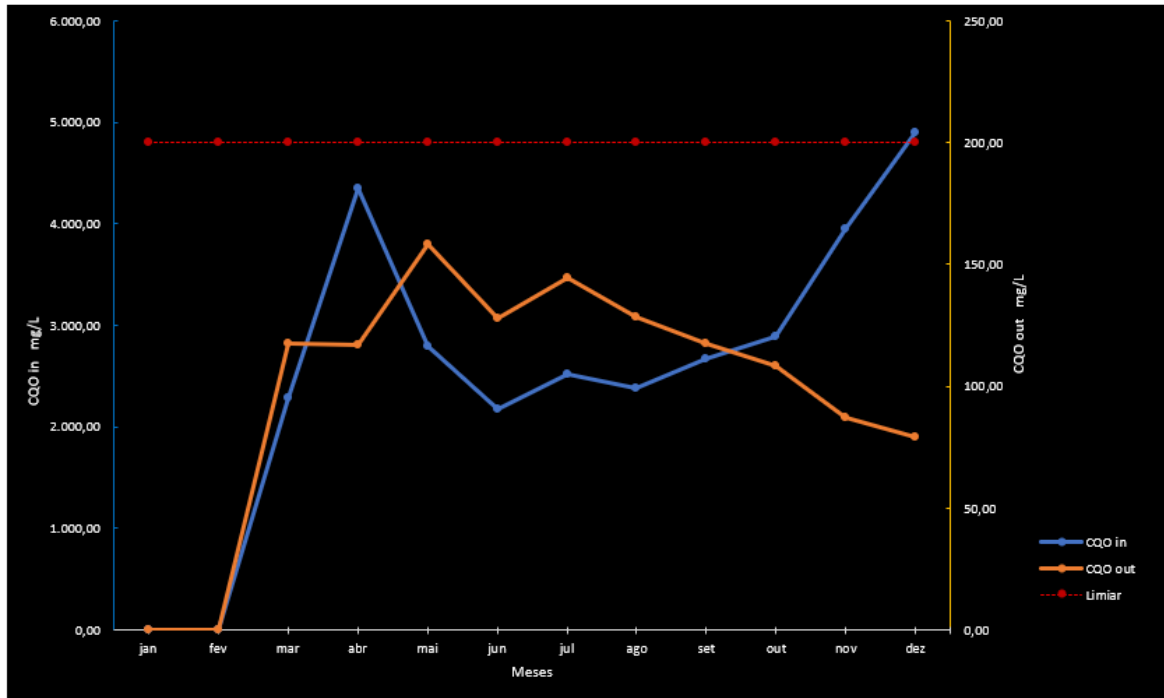


Figura 10. Valores de CQO pré e pós-tratamento em 2015.

2016	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Unidade
CQO in	4.569,60	2.742,17	2.670,00	4.165,50	2.926,50	3.200,00	5.018,00	2.822,40	4.692,00	4.656,00	3.485,00	2.240,00	mg/L
CQO out	90,02	85,32	125,93	166,38	123,38	110,03	109,10	102,80	78,48	110,90	122,12	91,63	mg/L

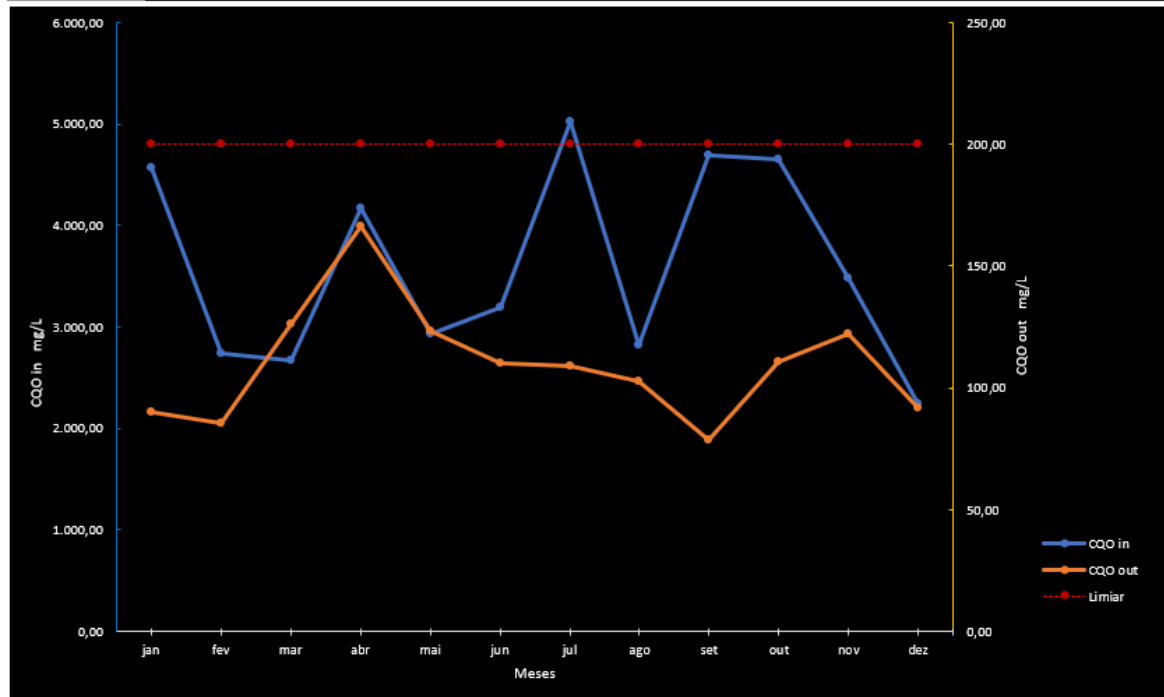


Figura 11. Valores de CQO pré e pós-tratamento em 2016.

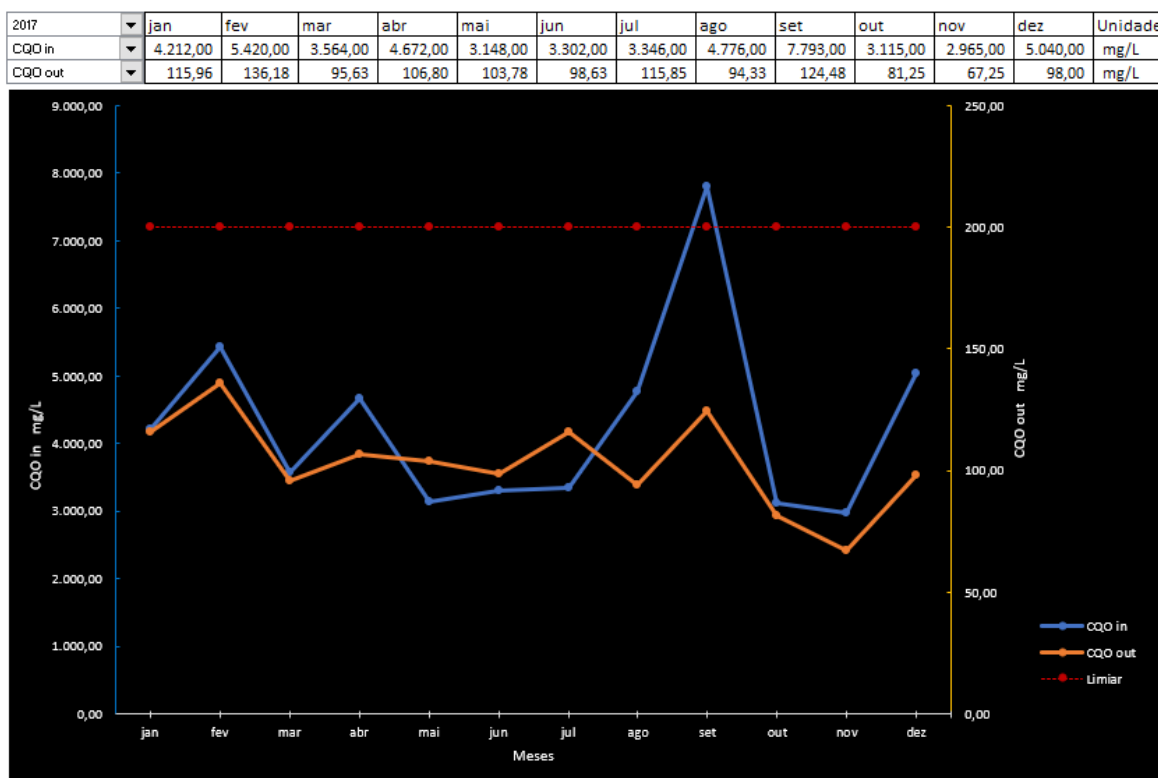


Figura 12. Valores de CQO pré e pós-tratamento em 2017.

Quanto aos gráficos, o eixo da esquerda representa as concentrações do efluente na entrada do tratamento secundário (azul), já o eixo da direita representa as concentrações à saída do efluente pós-tratamento (laranja). A linha a vermelho representa o limite legal para o parâmetro avaliado, lido sempre no eixo da concentração de saída (laranja).

Conforme o gráfico apresentado no ano de 2015, apesar da ausência de dados nos meses de janeiro e fevereiro, é possível evidenciar a eficiência de remoção de CQO do processo, alcançando uma eficiência média anual de 95,8%. Por meio do gráfico de 2016 é possível observar mais uma vez uma elevada taxa de eficiência na remoção de matéria orgânica, aproximadamente de 96,8%. No entanto, em relação à eficiência de remoção de CQO, o ano que o sistema apresentou melhor desempenho foi o de 2017, com cerca de 97,5%. Como é possível ver, o cumprimento legal dos limites de descarga, de 200 mg.L^{-1} , foi uma realidade em todos os anos analisados.

Para a normalização deste indicador foi considerado como eficiência média, dos três anos mencionados, 96,7%.

4.2.2.2. Eficiência de Remoção de Turbidez

No que concerne à turbidez, a empresa não realiza este tipo de análise, tendo sido realizadas amostragens e as respectivas análises, no âmbito deste estudo, com intuito de definir um valor médio de turbidez na entrada do tratamento secundário e na saída do pós-tratamento.

Os valores (em NUT) das amostras foram obtidos nos laboratórios da UTFPR, no Brasil. Seguindo o método Nefelométrico como consta no protocolo APHA 2130 B. Encontraram-se os valores de 487,00; 462,00; e 420,00 na entrada do sistema e 13,60; 12,50; e 10,70 na saída.

É possível ver que para a triplicata realizada, os valores obtidos apresentaram eficiência relativamente elevada de 97,2 %, 97,3 % e 97,5 % respectivamente para cada caso, atingindo-se o valor médio 97,3 %.

Uma questão positiva para o indicador é o fato de todos os valores obtidos com as amostras atingirem um valor abaixo do limiar legal de 100 NUT.

Em decorrência da baixa disponibilidade de dados o indicador talvez não apresente tanta representatividade para o estudo em questão, mas permite a comparação com o sistema alternativo de tratamento.

4.2.2.3. Eficiência de Remoção de Cor

O indicador apresenta situação análoga ao da turbidez tendo sido realizadas amostragens nos pontos de avaliação já mencionados. Neste caso, os valores das amostras (em escala platina-cobalto, que tem correspondência similar a concentração em mg.L^{-1} de platina), seguiram o método de espectrometria do protocolo APHA 2120 B.

Os valores encontrados nas amostras da entrada do sistema foram de 1.994,00 mg.L^{-1} ; 1.908,00 mg.L^{-1} ; e 1.920,00 mg.L^{-1} , para saída obtiveram-se, respectivamente, 125,00 mg.L^{-1} ; 116,00 mg.L^{-1} ; e 113,00 mg.L^{-1} .

Mediante o que segue apresentado nas imagens calculou-se a eficiência do processo para cada caso de 93,6 %, 93,9 % e 94,1 %. Dessa maneira trabalhou-se com uma eficiência média de 93,8 %.

No que diz respeito a conformidade legal, existe uma preocupação quanto ao não atendimento da mesma, visto que em todos os anos, mediante os dados fornecidos pela empresa, são sempre lançados ao corpo receptor valores acima de 75 mg de Pt.L^{-1} .

4.2.2.4. Eficiência de Remoção de Azoto

A remoção de azoto amoniacal foi tomada a partir de dados médios anuais, no início do tratamento secundário, e dados médios mensais da saída do flotador, tal qual segue descrito na Figura 13, Figura 14 e Figura 15.



Figura 13. Valores de Azoto pré e pós-tratamento em 2015.

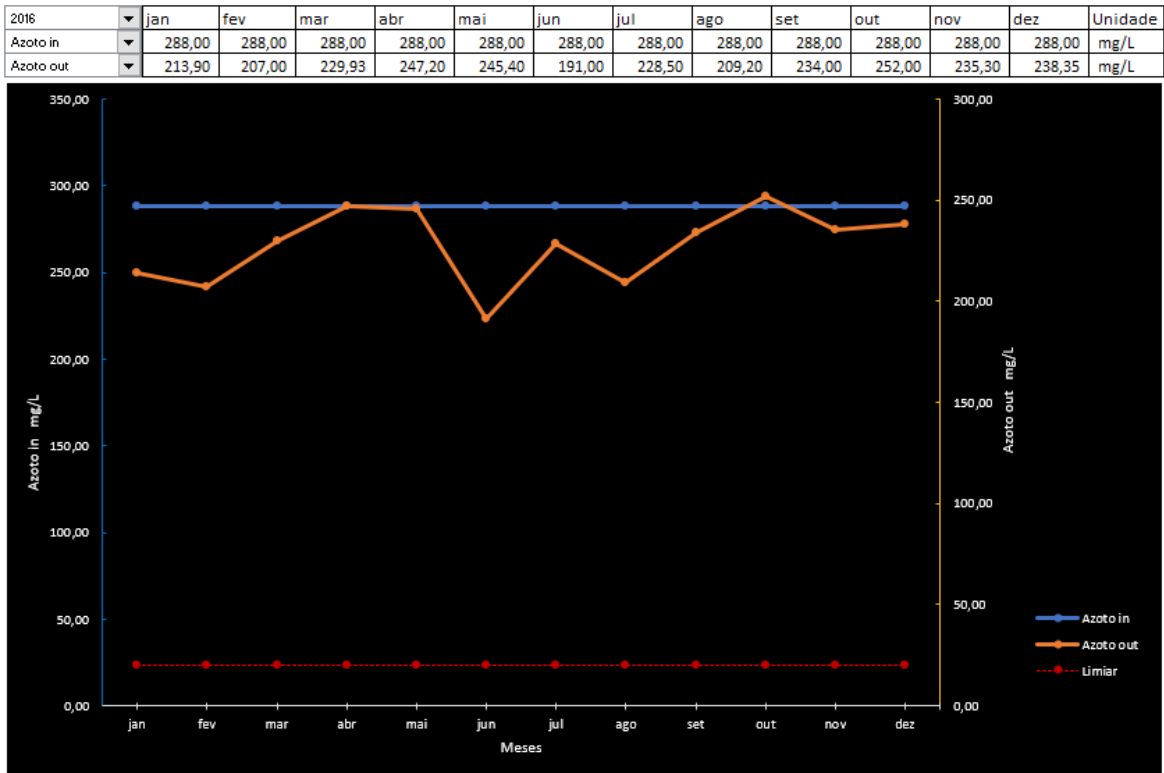


Figura 14. Valores de Azoto pré e pós-tratamento em 2016.

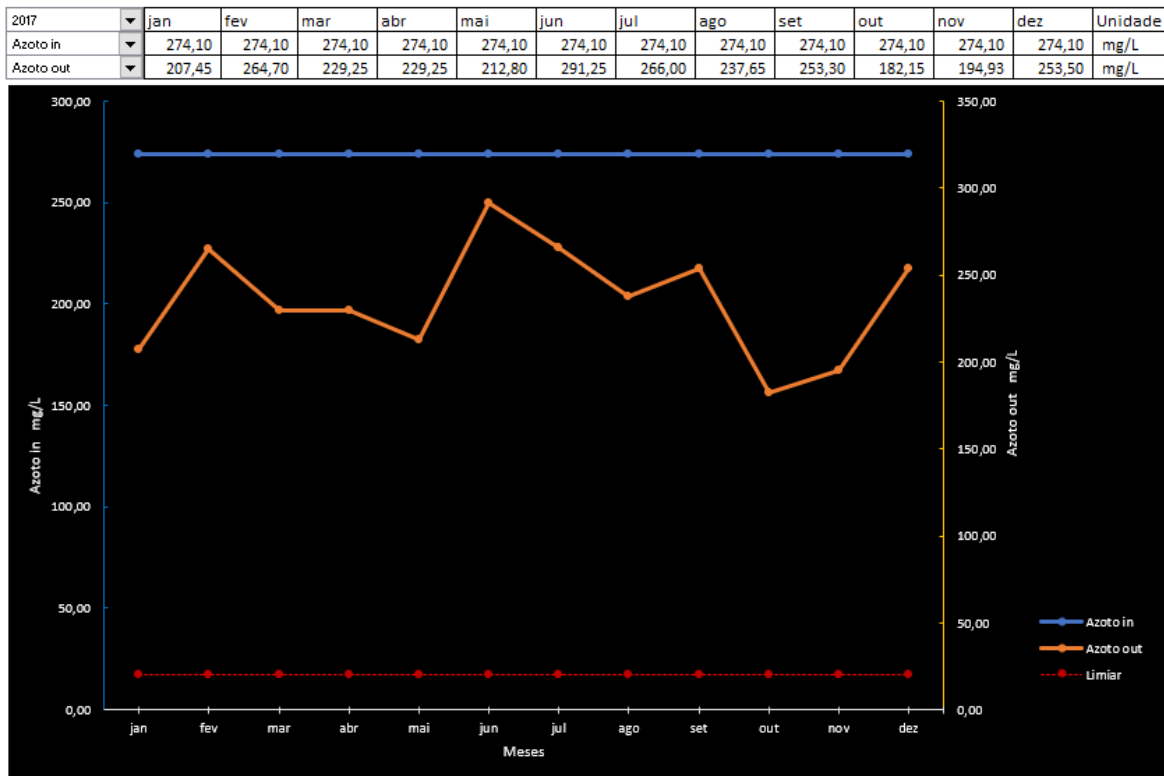


Figura 15. Valores de Azoto pré e pós-tratamento em 2017.

A partir dos dados apresentados é possível ver que no que tange a eficiência de remoção de azoto, o sistema não apresenta eficiências de remoção satisfatórias tendo por base os valores legais estabelecidos (20 mg.L). Apesar disso, ao considerar a realidade do país, não existe uma cobrança tão severa por meio dos órgãos de fiscalização para esse critério, talvez em função disso não haja uma preocupação imediata da empresa em sanar essa inadequação.

Respetivamente, os valores da eficiência de remoção para cada ano foram: 42,1 %, 21 % e 14,2 %, dessa maneira foi considerada uma eficiência média de 25,8%.

4.2.2.5. Eficiência de Remoção de SST

Em relação à remoção de sólidos suspensos totais foi adotado como valor médio mensal de 3.260 mg.L⁻¹, em função da baixa disponibilidade em dados de entrada para essa variável. Este valor é coerente, conforme o que menciona Bazrafshan *et al.*(2012) para o ramo de atividade em questão 3.247 mg.L⁻¹. Assim, para os cálculos de eficiência só houve alterações nos valores de saída disponibilizados pela empresa, como segue na Figura 16, Figura 17 e Figura 18.



Figura 16. Valores de SST pré e pós-tratamento em 2015.

2016	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Unidade
SST In	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	mg/L
SST Out	41,07	48,17	65,82	57,00	77,60	43,00	48,00	39,75	31,61	92,00	107,25	51,00	mg/L

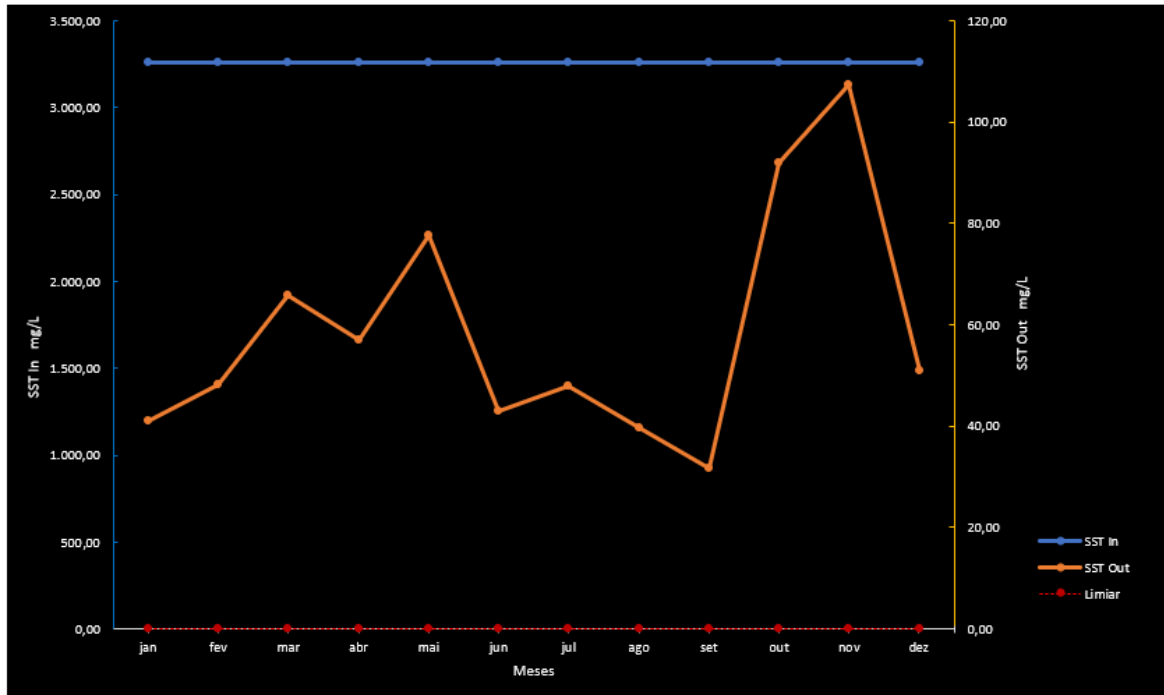


Figura 17. Valores de SST pré e pós-tratamento em 2016.

2017	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Unidade
SST In	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	3.260,00	mg/L
SST Out	37,60	91,08	50,50	50,33	85,50	39,45	45,00	31,00	49,83	26,50	14,18	35,52	mg/L

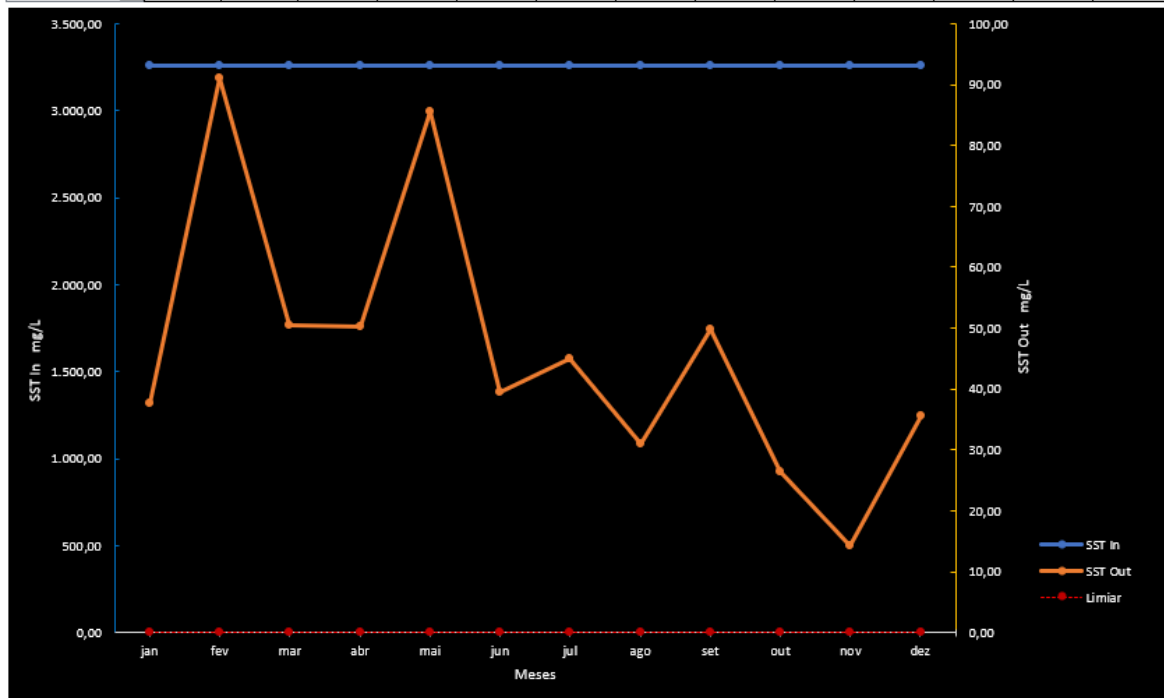


Figura 18. Valores de SST pré e pós-tratamento em 2017.

Para este parâmetro, na legislação brasileira, infelizmente, não existem valores legais que limitem a concentração de sólidos suspensos no lançamento de efluentes líquidos, somente de sólidos dissolvidos, no entanto, com o auxílio do indicador torna-se possível realizar um comparativo com o sistema alternativo proposto mediante a composição do índice.

Em relação às eficiências de remoção de SST mediante os valores de entrada e saída trabalhados foram encontrados 98,5 %, 98,2 % e 98,6 % tendo como valor médio uma eficiência de 98,4 %.

4.2.2.6. Eficiência de Remoção de Óleos e Gorduras

Para o registo das concentrações deste indicador, mais uma vez foi necessário a consideração de um valor médio de entrada para cada ano, mediante a ausência de dados disponibilizados, como pode ser visto na Figura 19, Figura 20 e Figura 21 os valores. Os dados de saída, no entanto, já propiciaram a visualização de uma variação mensal.

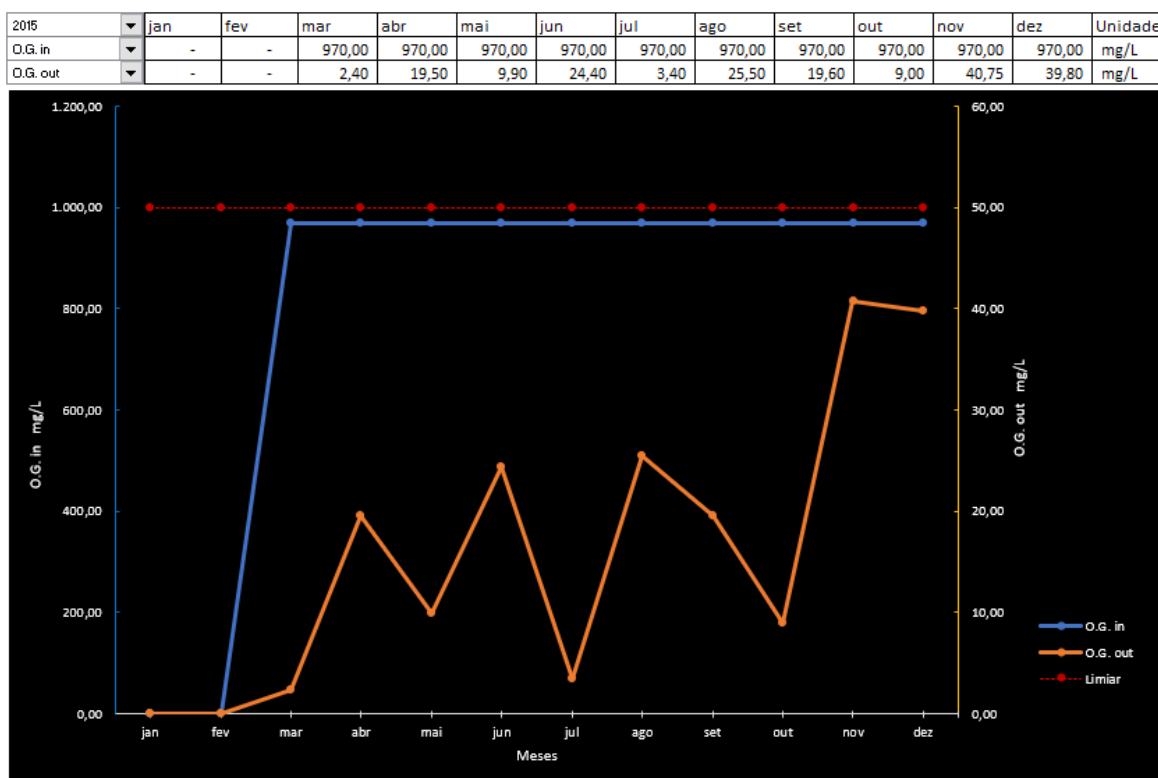


Figura 19. Valores de óleos e gorduras pré e pós-tratamento em 2015.

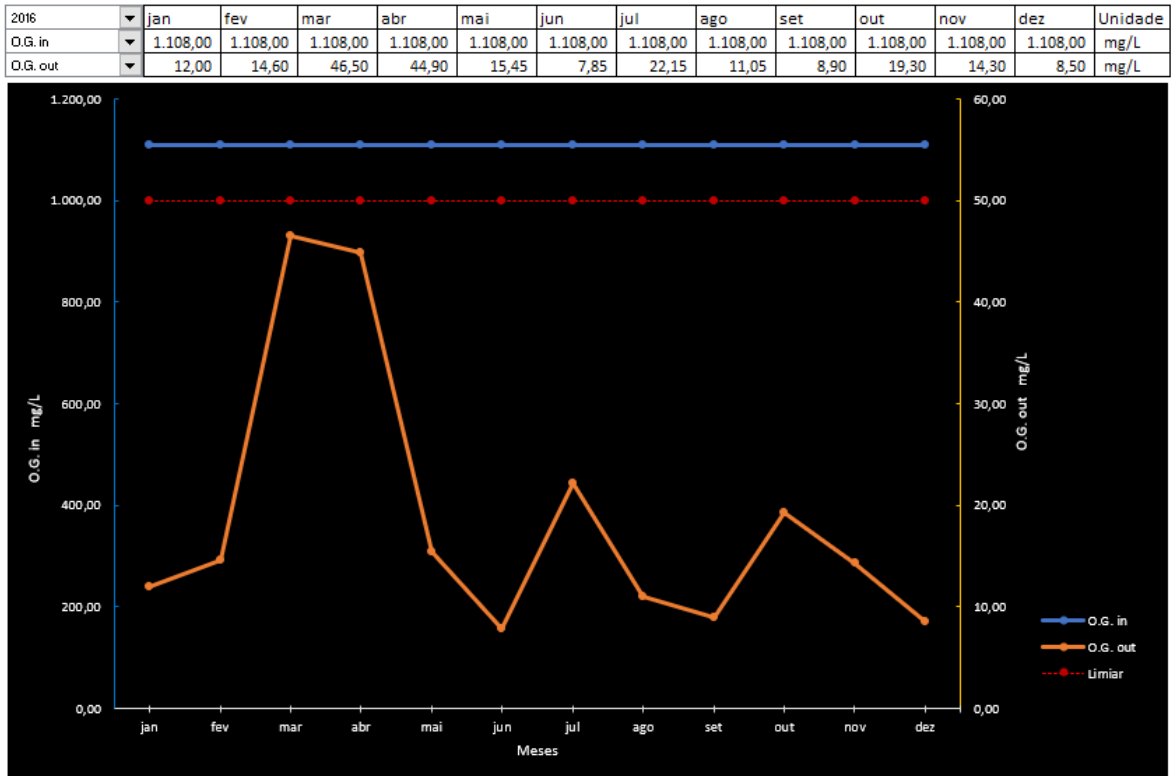


Figura 20. Valores de óleos e gorduras pré e pós-tratamento em 2016.

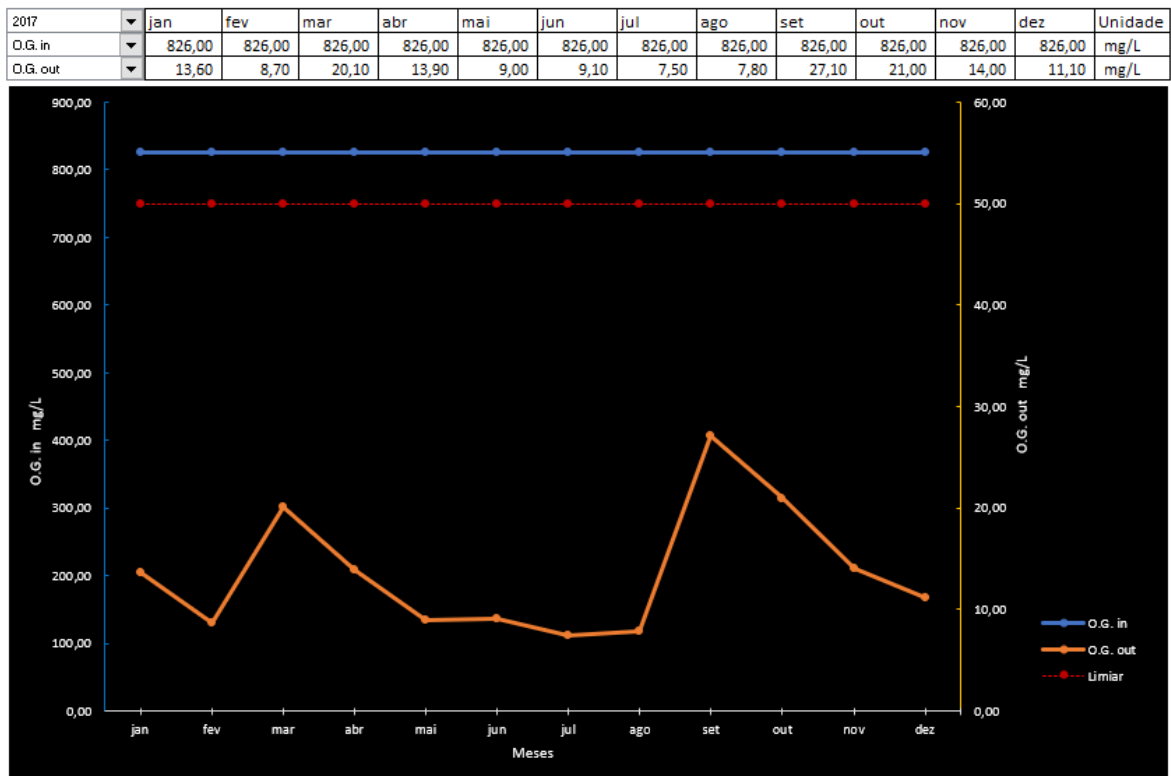


Figura 21. Valores de óleos e gorduras pré e pós-tratamento em 2017.

Em relação aos óleos e gorduras, indicador considerado mais relevantes dentro da categoria ambiental conforme a avaliação dos especialistas, obtiveram-se 98 %, 98,2 % e 98,4% de eficiência de remoção com um valor médio de 98,2 %.

O limite legal de lançamento desse parâmetro é de 50 mg.L⁻¹, conforme expresso nos gráficos, de modo a se tornar fácil a percepção quanto ao atendimento da empresa para este critério.

4.2.2.7. Consumo Energético

Relativo ao indicador consumo energético como já foi visto no item 3.2. existe uma relação entre quantidade de energia elétrica em kWh necessária para tratar 1 m³ de efluente líquido. A partir dos cálculos realizados para o consumo energético anual, sabe-se que são utilizados cerca de 865.710,65 kWh por ano.

Além disso, como por dia são tratados cerca de 5200 m³ de águas residuais, por ano, considerando um regime sem pausas (365 dias), pode dizer-se que são tratados 1.898.000 m³ de água residual. Dessa maneira, este indicador apresentou um valor médio de 0,46 kWh/m³ de efluente.

4.2.2.8. Área Requerida

O Indicador relaciona a área ocupada pelo sistema de tratamento e a quantidade de água tratada diariamente pela empresa 5.200 m³.

Quanto à área que a empresa utiliza, para o tratamento das águas residuais, com o auxílio do software Google Earth foi obtido os seguintes valores, expressos no ANEXO D.

Ao somar as áreas levantadas com o programa, foi obtido, para o sistema de tratamento atual utilizado pela empresa, uma área de 27.828 m².

Por meio da razão das variáveis deste indicador obteve-se para o indicador um valor de 5,35 m².m⁻³.

4.2.2.9. Lama Produzida e Potencial de Reuso da Água

No que tange à produção de lamas por parte do processo de tratamento da empresa, não foram disponibilizados muitos dados quanto a este indicador de tal forma que a partir dos dados disponíveis para o critério, foi estimado um valor médio anual, de cerca de 13. 548,80 m³ por ano.

Conforme Carneiro (2014), os valores de densidade da lama são bem próximos ao da água, com uma variação aparente de 1.008 kg.m^{-3} a 1.012 kg.m^{-3} , tais valores levaram a um total de lama produzida na faixa de 13.657.190 kg a 13.711.386 kg por ano.

Ao efetuar a razão entre a massa de lama e o volume de efluente produzidos anualmente foi encontrado um valor médio de $7,20 \text{ kg.m}^{-3}$.

O potencial de reutilização de água, por sua vez, teve os seus valores extraídos das respostas dadas pelos especialistas ao questionário. Os valores desse indicador para a empresa, variaram de 1 a 9 e tiveram como valor médio de 6,6.

4.2.3. Dimensão Social

Em relação aos indicadores existentes dentro da dimensão social, seguem apresentados os valores obtidos a partir do questionário e da aplicação da metodologia para Odor, Ruído, Impacto Visual e Aceitação Pública.

Os valores obtidos das médias, mínimos e máximos das respostas dos questionários, para cada indicador qualitativo, bem como seu respectivo valor normalizado seguem sintetizados na Tabela 15.

Tabela 15. Síntese dos valores dos indicadores sociais para empresa.

Indicadores	média	min	máx
Odor	7,4	3	9
Ruído	4,5	1	9
Impacto visual	4,9	1	9
Aceitação Pública	6,0	2	9

4.2.4. Índice de Sustentabilidade do Sistema de Tratamento da Empresa

Com a utilização dos valores normalizados apresentados para cada indicador, bem como os seus respectivos pesos, foi possível calcular índices para cada dimensão por meio das equações (5), (6) e (7). Os valores de sustentabilidade das dimensões estiveram compreendidos na faixa de 0 a 1. Para a S_{EC} o valor alcançado foi de 0,839, para S_{AMB} , 0,492 e para a S_{SOC} 0,685

A agregação de cada dimensão para a construção do índice global de sustentabilidade, I_{GS} , foi possível com a utilização da equação (8). Mediante o somatório dos produtos entre pesos e valores

de sustentabilidade, foi atingido o valor de 0,665 para a análise atual da empresa. Todos esse valores quer parciais ou integrais poderam ser utilizados como via de comparação entre o sistema de tratamento atual e o alternativo, mas para isso cabem ser feitos os mesmos cálculos para o tratamento que utiliza da eletrocoagulação, conforme segue mencionado a seguir.

4.3. DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO ALTERNATIVO

Como já mencionado no item 3.1.2. em função da existência de um estudo prévio que utiliza as mesmas condições de águas residuais da empresa, com um sistema de tratamento que faz uso da técnica de eletrocoagulação, segue a análise realizada para esta forma de tratamento tal e qual foram analisados os indicadores para a situação real, a fim de, através da comparação de índices específicos e de um índice único, identificar qual seria o modelo de tratamento mais sustentável.

Para normalização dos indicadores foram utilizadas as equações (1) e (2), tal qual no caso com o sistema real da empresa.

4.3.1. Dimensão Económica

Tal e qual na análise para a empresa esta dimensão é dividida em Custo de Investimento, Custo de Operação, Custo de Energia, Custo de Insumos e Custo de Limpeza. A composição dos dados para cada indicador é apresentada a seguir.

4.3.1.1. Custo de Investimento

Os dados do custo operacional do processo de tratamento para composição deste indicador são oriundos da estimativa de dados da literatura que prevê um custo de operação de € 2.258.620,00 ao ano. Já o valor do investimento tal qual no caso para a empresa foi obtido por meio do orçamento de uma empresa terceira que trabalha com a aplicação deste tipo de sistema, sendo o valor necessário para a instalação de um sistema com eletrocoagulador em torno de € 803.530,00.

A razão entre as variáveis custo operacional e investimento deste indicador, retornaram um valor adimensional de 2,81.

4.3.1.2. Custo de Operação

Como realizado anteriormente para se obter o valor representativo desse indicador foi efetuada a divisão do valor de custo operacional anual pela quantidade de água tratada. Mais uma vez o volume de efluente tratado é cerca de 1.898.000,00 m³.ano⁻¹.

O valor de custo operacional, por sua vez, segundo (Gobbi, 2013) está 80% relacionado com os custos de energia e insumos (alumínio e coagulante), os gastos com essas variáveis são descritos por Orssatto *et. al.* (2018). Para os 20% restantes considerou-se os gastos com a limpeza do processo.

Tabela 16. Custo operacional do sistema alternativo.

Variáveis	Valores	unid.	€/unid.	Preço Parcial	TOTAL
Energia	2,96	kWh/m ³	0,18	0,52	1,19 €/m ³
Alumínio	0,05	kg/m ³	1,47	0,07	5.200 m ³ /dia
Coagulante	0,78	L/m ³	0,47	0,36	6.188,00 €/dia
Limpeza	1,00	m ³	0,24	0,24	2.258.620,00 €/ano

Dessa maneira, ao operar a razão entre o custo operacional total anual e volume de águas residuais, também anual, é possível obter o valor já conhecido de 1,19 €/m³.

4.3.1.3. Custo de Energia

Para o indicador custo de energia foi realizado a divisão do preço parcial, de € 0,52, pelo custo de operação (1,19), o que retornou o valor médio de 0,44. A fim de normalizar este valor, foi novamente utilizada a equação (2).

4.3.1.4. Custo de Insumos

Para este indicador foram somados os preços parciais do alumínio e coagulante, de modo a encontrar um valor médio de € 0,43 Este valor, por sua vez, foi dividido pelo custo de operação e retornou o valor de 0,36. Este foi o único indicador económico em que se encontrou alguma relevância positiva para o sistema alternativo.

4.3.1.5. Custo de Limpeza

Para finalizar a análise dos indicadores económicos, o custo de limpeza que apresenta o preço parcial de € 0,24 o indicador foi calculado de maneira similar aos dois indicadores anteriores. Ao realizar a divisão do preço parcial pelo custo de operação foi encontrado o valor 0,20.

4.3.2. Dimensão Ambiental

No que diz respeito aos indicadores ambientais, alguns dos parâmetros apresentam valores correspondentes a pesquisas realizadas em condições exatamente iguais, ou semelhantes à do sistema de tratamento alternativo já apresentado.

4.3.2.1. Eficiência de Remoção de CQO

O valor de eficiência para remover CQO, que foi encontrado na literatura para o tratamento alternativo (Orssatto, 2018), apresentou um valor médio de 60,8%, valor este relativamente abaixo do ideal por ser esperado para esse parâmetro uma eficiência mínima em torno de 80%. A variação da eficiência para o modelo de bancada variou de 57,9% a 64,7%.

4.3.2.2. Eficiência de Remoção de Turbidez

A eficiência de remoção de turbidez foi um indicador que apresentou variação entre os intervalos de 85,5% e 98,4%, correspondendo a um valor médio de 93,3%.

4.3.2.3. Eficiência de Remoção de Cor

Em relação a este indicador, conforme apresentado nos dados do modelo, a eficiência variou entre 93,5% e 97,8%, sendo a eficiência média de 96,4%.

4.3.2.4. Eficiência de Remoção de Azoto

O indicador apresenta eficiência de remoção de azoto amoniacal com faixa de variação de 11,5% a 65,6% e um valor médio de 36,1%. Como este indicador se destacou dentro do critério de ponderação estabelecido para os indicadores ambientais, é válido mencionar sua importância para a construção e para o acréscimo do valor sustentável do índice.

4.3.2.5. Eficiência de SST

Conforme o que se encontra em precedentes da literatura, ao utilizar o processo de eletrocoagulação é possível alcançar uma eficiência de remoção de sólidos suspensos variando num intervalo de variação de 89% a 97,47% (Asselin *et al.*, 2008; Valente *et al.*, 2015 ; Bazrafshan *et al.*, 2012). Assim, foi possível considerar a eficiência média do sistema de 92%.

4.3.2.6. Eficiência de Remoção de Óleos e Gorduras

Em relação aos óleos e gorduras, artigos de apoio mencionam uma eficiência de 91% até 99% para sistema similar ao trabalhado no sistema alternativo (Yusoff *et al.*, 2017; Ozyonar *et al.*, 2013; Asselin *et al.*, 2008). Desse modo, ao considerar como valor médio o assumido pela literatura base, de 94,7%.

4.3.2.7. Consumo Energético

O consumo energético alcançado pelo que propõe uma das obras base para este trabalho foi de 2,96 kWh. m⁻³ de água tratada. Este valor conforme presente noutras metodologias pode variar de 2,57 a 10,75 kWh. m⁻³ (Paulista *et al.*, 2016; Orsatto, 2017).

4.3.2.8. Área Requerida

No relativo a este tipo de sistema de tratamento, não foi encontrado na literatura um valor preciso para esta tecnologia. Deste modo, foi estimado um valor de um eletrocoagulador com as dimensões dos dois flutuadores presentes na empresa que ocupam cerca de 30m² cada, a totalizar uma área de cerca de 60 m².

Ao realizar a divisão entre a área ocupada e a quantidade de água tratada diariamente (5.200 m³) foi obtido um valor médio de cerca de 0,01.

4.3.2.9. Lama Produzida e Potencial de Reuso da Água

Em relação ao sistema alternativo existe uma preocupação com o residual de alumínio gerado. O valor médio obtido experimentalmente foi de 2,11 mg. L⁻¹ de alumínio residual, com uma faixa de variação de 1,21 mg. L⁻¹ a 4,61 mg. L⁻¹ (Orssatto, 2017), ou seja, o valor médio expresso nas mesmas unidades utilizadas para o sistema instalado na empresa foi de 2,11 x 10⁻³ kg.m⁻³.

Já em relação ao potencial de reutilização de água, como se trata de um indicador qualitativo, conforme já mencionado, os valores obtidos a partir dos questionários para o processo de eletrocoagulação variaram entre 1 e 8, tendo como média 7,4.

4.3.3. Dimensão Social

Esta dimensão puramente qualitativa segue com os resultados obtidos expressos na Tabela 17 mediante as respostas dos especialistas ao questionário.

Tabela 17. Síntese dos valores dos indicadores sociais para eletrocoagulação.

Indicadores	média	min	máx
Odor	7,1	3	9
Ruido	5,0	1	9
Impacto visual	5,8	3	9
Aceitação Pública	5,8	2	9

Como é possível verificar, os valores apresentam uma sutil diferença quando comparados aos valores referentes ao sistema real da empresa (item 4.2.1.). Esta pode ser considerada a base de dados mais subjetiva para o presente trabalho em função da dependência da opinião de terceiros em julgar um grau de relevância para os indicadores.

4.3.4. Índice de Sustentabilidade do Sistema Alternativo

Mais uma vez de posse dos valores normalizados apresentados para cada indicador, bem como dos seus respetivos pesos, com as equações (5), (6) e (7) foi possível calcular os índices. Os valores de sustentabilidade das dimensões foram no processo de eletrocoagulação 0,161, para a S_{EC} , 0,508 para S_{AMB} e 0,315 para a S_{SOC} .

Ao agregar cada dimensão com a equação (8) encontrou-se o índice global de sustentabilidade, I_{GS} , igual a 0,335 para a análise do sistema alternativo. De posse de cada um desses valores é possível fazer uma análise comparativa entre ambos os sistemas.

4.4. ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE OS ÍNDICES DOS SISTEMAS

Conforme já mencionado na metodologia deste trabalho um breve resumo dos valores encontrados nos itens 4.2 e 4.3, acompanhados das tabelas de valores normalizados, podem ser visualizados no ANEXO B.

De modo a facilitar a visualização dos resultados obtidos com a aplicação da metodologia, segue na Tabela 18 um resumo dos valores dos índices de sustentabilidade alcançados.

Tabela 18. Síntese dos resultados gerais.

Sistema de Tratamento Empresa		Sistema de Tratamento Alternativo	
S_{EC}	0,839	S_{EC}	0,161
S_{AMB}	0,492	S_{AMB}	0,508
S_{SOC}	0,685	S_{SOC}	0,315
I_{GS}	0,665	I_{GS}	0,335

Dessa maneira torna-se nítida a superioridade, do ponto de vista sustentável, do sistema de tratamento utilizado pela empresa que apesar de ter apresentado um valor inferior no que se refere a dimensão ambiental, em comparação com o tratamento alternativo, se sobressaiu em relação as dimensões económica e, sobretudo, social.

Contraopondo os valores obtidos no tratamento da empresa com a literatura pode notar-se que há concordância na tendência entre estes, já em relação ao sistema que trabalha com eletrocoagulação, não foram encontrados registos de trabalhos que aplicassem metodologia similar a ponto de confrontar as respostas alcançadas.

Para verificação da sensibilidade do sistema conforme mencionado ao fim do item 3.2. segue na Tabela 19 os valores dos pesos atribuídos as dimensões de cada cenário, e ainda as respostas obtidas quanto aos índices globais, a partir desses valores de ponderação.

Tabela 19. Verificação da sensibilidade do sistema.

Cenários	Pesos (%)			I _{GS}
	S _{EC}	S _{AMB}	S _{SOC}	
Sist. Emp.	31,53	35,46	33,01	0,665
Sist. Alt.				0,335
A	33,33	33,33	33,33	0,672
				0,328
B1	50,00	25,00	25,00	0,714
				0,286
B2	25,00	50,00	25,00	0,627
				0,373
B3	25,00	25,00	50,00	0,675
				0,325
C1	80,00	10,00	10,00	0,789
				0,211
C2	10,00	80,00	10,00	0,546
				0,454
C3	10,00	10,00	80,00	0,681
				0,319

Consoante aos valores apresentados em relação ao sistema de tratamento assumido pela empresa, foi atingida uma baixa variabilidade dos índices globais, ocorrendo de maneira mais discrepante nos cenários C1, como valor máximo, e C2, como valor mínimo, como uma variação aproximada de 0,12 para ambos os casos quando comparados com o índice original. Tal variação ocorre de maneira exatamente igual para o sistema de tratamento alternativo, com os mesmos 0,12, porém nos cenários C2, como valor máximo, e C1, como mínimo.

Conforme o que é visto na literatura, uma baixa variabilidade reforça a preferência quanto a utilização de um sistema e em comparação com resultados de pesquisas anteriores a variabilidade apresentada por ambos os sistemas, que foi igual, foi consideravelmente baixa.

Mediante os valores de sustentabilidade para cada sistema de tratamento, o valor dos seus respectivos índices globais, bem como, a verificação da sensibilidade realizada, torna-se possível inferir que não ocorre uma dependência tão restrita entre os pesos atribuídos às dimensões de sustentabilidade, o que segundo Molinos-Senante *et al.* (2014) é de grande relevância. Dessa maneira, caso fosse desconsiderado o baixo valor do índice global concebido com o sistema alternativo, ambos os tratamentos poderiam ser incorporados no processo de tratamento da empresa.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A avaliação de impactes de uma empresa por meio de indicadores das mais variadas dimensões vem-se tornando cada vez mais importante a nível mundial. Nesse sentido, o trabalho em questão mostrou-se relevante por apresentar de forma minuciosa uma metodologia de agregação de indicadores num índice único, cabível para atestar a sustentabilidade de um qualquer sistema de tratamento de efluentes, desde que haja um registo de dados.

Como, na avaliação realizada, o sistema alternativo de tratamento de águas residuais não apresentou um índice com valor numérico superior ao sistema adotado pela empresa, torna-se claro que nem sempre um sistema aparentemente mais sustentável, é efetivamente mais vantajoso quando comparado a um sistema convencional já implementado. No entanto, é válido ressaltar que as bases de alguns dados utilizados partiram da literatura e ainda da avaliação feita por especialistas da área.

No intuito de alinhar este estudo com trabalhos futuros, uma proposta seria avaliar o comportamento dessa metodologia noutros sistemas de tratamento, reais ou não, com a base de indicadores utilizada. Poderiam ser, ainda, incorporados mais indicadores, *e.g.* que envolvessem a poluição atmosférica para tornar os valores de resposta do índice ainda mais expressivos.

Outra possibilidade de melhoria para futuros trabalhos seria o incremento do número de especialistas envolvidos na construção do processo de ponderação e construção de valores qualitativos, visto que esta parte subjetiva do modelo de avaliação poderia modificar substancialmente o resultado final dum processo, mesmo que isso não tenha ocorrido neste trabalho.

Em relação, ainda, às respostas obtidas com os questionários, já era esperado conforme o que ocorreu noutros estudos reportados na literatura, um baixo número de respostas coerentes com a metodologia PHA, em que apenas 50% dos questionários foram considerados aptos para a composição dos pesos e valores qualitativos. Uma alternativa que poderia sanar o problema, aparentemente comum com o método, seria deixar o especialista ciente de que existe uma correlação entre todos os valores atribuídos aos pares de critérios avaliados.

De um modo geral, acredita-se que o presente estudo pode servir como suporte para a incorporação da sustentabilidade do sistema de tratamento de águas residuais, em relatórios de órgãos fiscalizadores, dos mais variados tipos de indústrias, independente do local onde se encontram, sendo que a diferença básica estaria na entrada dos dados dos diferentes sistemas de tratamento envolvidos.

REFERÊNCIAS

- AGUASPARANÁ (2016). Instituto das águas do Paraná. Proposta de Atualização do Enquadramento da Bacia do Paraná 3 – BP3. Relatório Final P08. <http://www.aguasparana.pr.gov.br/pagina-239.html>
- Al-Shannag, M., Lafi, W., Bani-Melhem, K., Gharagheer, F., & Dhaimat, O. (2012). Reduction of COD and TSS from paper industries wastewater using electro-coagulation and chemical coagulation. *Separation Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/01496395.2011.634474>
- Alexiou, G. E., e Mara, D. D. (2003). Anaerobic waste stabilization ponds: A low-cost contribution to a sustainable wastewater reuse cycle. In *Applied Biochemistry and Biotechnology - Part A Enzyme Engineering and Biotechnology*. <https://doi.org/10.1385/ABAB:109:1-3:241>
- APHA, American Public Health Association (2012) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C., USA.
- Asselin, M., Drogui, P., Benmoussa, H., & Blais, J. F. (2008). Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.067>
- Assessment, L. C. (2001). Lca 101 - Introduction To Lca. *Environmental Protection*. Retrieved from <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/lcaccess/lca101.htm>
- Bazrafshan, E., Kord Mostafapour, F., Farzadkia, M., Ownagh, K. A., & Mahvi, A. H. (2012). Slaughterhouse Wastewater Treatment by Combined Chemical Coagulation and Electrocoagulation Process. *PLoS ONE*, 7(6), e40108. doi:10.1371/journal.pone.0040108
- Bottero, M., Comino, E., & Riggio, V. (2011). Application of the Analytic Hierarchy Process and the Analytic Network Process for the assessment of different wastewater treatment systems. *Environmental Modelling and Software*. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.04.002>
- Caiado, R. G. G., de Freitas Dias, R., Mattos, L. V., Quelhas, O. L. G., e Leal Filho, W. (2017). Towards sustainable development through the perspective of eco-efficiency - A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.166>
- Cañizares, P., Martínez, F., Jiménez, C., Lobato, J., e Rodrigo, M. A. (2007). Coagulation and electrocoagulation of wastes polluted with colloids. *Separation Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/01496390701446530>

- Carneiro, R. S. (2014). Avaliação físico-química e microbiológica de lodo antigo proveniente de um sistema de lagoas de estabilização usado para tratamento de efluentes de indústrias frigoríficas. Universidade Federal de Mato Grosso, Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia. Dissertação (Mestrado), Cuiabá, Brasil.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. 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. <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>
- Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. 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 357/2005. <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- Cheremisinoff, N. P. (2002). *Handbook of water and wastewater treatment technologies. Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies*. <https://doi.org/10.1016/B978-075067498-0/50000-0>
- Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CEMA Resolução n.º 070, de 19 de outubro de 2009. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para empreendimentos industriais. http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/resolucao_cema_70_2009.pdf
- Daelman, M. R. J., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, U. G. J. M., Volcke, E. I. P., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024>
- Eckenfelder Jr., W. W. (2000) *Industrial Water Pollution Control*. 3ª.ed, McGraw-Hill Companies, Inc, EUA.
- EPA (2017). Inventory of United States Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2015. Section 7-20. EPA 430-P-17-001. https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-02/documents/2017_complete_report.pdf
- European Commission. Best Available Techniques in the Slaughterhouses and Animal By-products Industries (2005). Institute for Prospective Technological Studies European IPPC Bureau.
- Fatone, F., Di Fabio, S., Bolzonella, D., & Cecchi, F. (2011). Fate of aromatic hydrocarbons in Italian municipal wastewater systems: An overview of wastewater treatment using conventional

- activated-sludge processes (CASP) and membrane bioreactors (MBRs). *Water Research*.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.011>
- Frank, A. G., Dalle Molle, N., Gerstlberger, W., Bernardi, J. A. B., e Pedrini, D. C. (2016). An integrative environmental performance index for benchmarking in oil and gas industry. *Journal of Cleaner Production*, 133, 1190–1203. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.064>
- Gobbi, L. C. A. (2013). Tratamento de água oleosa por eletrofloculação. (Tese). Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil.
http://portais4.ufes.br/posgrad/teses/nometese_361_LorenaGobbi.pdf?fbclid=IwAR1dChnNTja0H0itkfQHRPJAqipn63wA_4sPLbxpcdyTjZkBWos4TLw7rVw
- HELLER, L.; NASCIMENTO, N. O.(2005) Pesquisa e desenvolvimento na área de saneamento no Brasil: necessidades e tendências. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 1, Brasil.
<http://www.scielo.br/pdf/esa/v10n1/v10n01a03.pdf>
- Hofman, J., Hofman-Caris, R., Nederlof, M., Frijns, J., e Van Loosdrecht, M. (2011). Water and energy as inseparable twins for sustainable solutions. *Water Science and Technology*.
<https://doi.org/10.2166/wst.2011.013>
- Krajnc, D., e Glavič, P. (2005). A model for integrated assessment of sustainable development. *Resources, Conservation and Recycling*, 43(2), 189–208.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.06.002>
- Kuhlman, T., e Farrington, J. (2010). What is sustainability? *Sustainability*.
<https://doi.org/10.3390/su2113436>
- Latif, H. H., Gopalakrishnan, B., Nimbarte, A., & Currie, K. (2017). Sustainability index development for manufacturing industry. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*.
<https://doi.org/10.1016/j.seta.2017.01.010>
- Leoneti, A., Nirazawa, A., Oliveira, S. (2016). Proposta de índice de sustentabilidade como instrumento de autoavaliação para micro e pequenas empresas (MPes). *REGE - Revista de Gestão*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rege.2016.09.003>
- Loghmanpoor, M., Vardanian, Z., e Elahi, M. (2013). Evaluation the sustainability of two forest regions under both Participatory and Governmental Management system using AHP. *Ecology, Environment and Conservation*.
- Lora, E. E. S. (2000). Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e transporte. ANEEL, Distrito Federal, Brasília.
- Macharis, C., Springael, J., De Brucker, K., & Verbeke, A. (2004). PROMETHEE and AHP: The

- design of operational synergies in multicriteria analysis - Strengthening PROMETHEE with ideas of AHP. In *European Journal of Operational Research*. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(03\)00153-X](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(03)00153-X)
- Malheiros, T. F.; Philippi JR, A.; Coutinho, S. M. V. Interfaces dos serviços de água e esgoto. In: Galvão, A. C.; Silva, A. C. Regulação: indicadores para prestação de serviços de água e esgoto. Fortaleza: Expressão Gráfica Ltda. ARCE, 2006. p. 91-122
- Meadows, D. (1998). Indicators and information systems for sustainable development. A report to the Balaton Group. Hartland Four Cornes-VT: The Sustainability Institute.
- Metcalf e Eddy, AECOM (2014). Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th ed. McGraw Hill Education, United States of America.
- Molinari, A. (2006). Panorama mundial. In: Galvão, A. C.; SILVA, A. C. Regulação: indicadores para prestação de serviços de água e esgoto. Fortaleza: Expressão Gráfica Ltda. ARCE.
- Molinos-Senante, M., Gómez, T., Garrido-Baserba, M., Caballero, R., & Sala-Garrido, R. (2014). Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: A composite indicator approach. *Science of the Total Environment*, 497–498, 607–617. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.026>
- Mores, R., Treichel, H., Zakrzewski, C. A., Kunz, A., Steffens, J., & Dallago, R. M. (2016). Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.07.016>
- Munda, G. (2005). “Measuring sustainability”: A multi-criterion framework. *Environment, Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-003-4713-0>
- Naidoo, S., e Olaniran, A. O. (2013). Treated wastewater effluent as a source of microbial pollution of surface water resources. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. <https://doi.org/10.3390/ijerph110100249>
- Nunes, J. A. (2001) Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais. 3ª ed. Gráfica e Editora Trinfo Ltda. Aracaju, Brasil.
- Olsthoorn, X., Tyteca, D., Wehrmeyer, W., e Wagner, M. (2001). Environmental indicators for business: A review of the literature and standardisation methods. *Journal of Cleaner Production*, 9(5), 453–463. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(01\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(01)00005-1)
- Orssatto, F. (2017). Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos pela eletrofloculação e combinação eletrofloculação/coagulação orgânica. Tese (Doutorado)- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Brasil.

http://tede.unioeste.br/bitstream/tede/2736/1/Fabio_%20Orssatto.pdf

- Orssatto, F., Tavares, M. H. F., da Silva, F. M., Eyng, E., Fleckb, L., Frare, L. M. (2018). Optimization of the treatment of wastewater from a slaughterhouse and packing plant by the combination of electrocoagulation and tannin-based coagulant. Federal University of Technology, Paraná, Brasil. http://deswater.com/DWT_abstracts/vol_102/102_2018_82.pdf
- Ozyonar, F., e Karagozoglu, B. (2013). Investigation of technical and economic analysis of electrocoagulation process for the treatment of great and small cattle slaughterhouse wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 52(1-3), 74–87. doi:10.1080/19443994.2013.787373
- Paulista, L. O., THEODORO, J. D. P., Pinheiro, A. L. N., Theodoro, P. S. (2016) Tratamento de efluente de frigorífico avícola com eletroflotação e eletrocoagulação. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia, Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil
- Phalakornkule, C., Sukkasem, P., & Mutchimsattha, C. (2010). Hydrogen recovery from the electrocoagulation treatment of dye-containing wastewater. *International Journal of Hydrogen Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.06.100>
- Ramalho, R. S. (1996). Tratamento de águas residuales. Reverté, Barcelona. ISBN 8429179755
- Saisana, M., Saltelli, A., e Tarantola, S. (2005). Uncertainty and sensitivity analysis techniques as tools for the quality assessment of composite indicators. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A: Statistics in Society*, 168(2), 307–323. <https://doi.org/10.1111/j.1467-985X.2005.00350.x>
- Saisana, M., e Tarantola, S. (2002). State-of-the-art Report on Current Methodologies and Practices for Composite Indicator Development. *Joint Research Centre. Italy: European Commission*, (July), 1–72. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1505.1762>
- Saaty, L. T., e Vargas, L. G. (2012). Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process. *International Series in Operations Research & Management Science* 2ª ed. DOI 10.1007/978-1-4614-3597-6.
- Scarassati, D., Carvalho, R. F. de, Delgado, V. de L., Coneglian, C. M. R., Brito, N. N. de, Tonso, S., Sobrinho, G. D, e Pelegrini, R. (2003). Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos. III Fórum de Estudos Contábeis, Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro, São Paulo, Brasil.
<http://www.ctec.ufal.br/professor/elca/TRATAMENTO%20DE%20EFLUENTES%20DE%20MATADOUROS%20E%20FRIGOR%3%8DFICOS.pdf>
- Serviço Regional de Estatística dos Açores (2016). DOCUMENTO METODOLÓGICO

INDICADOR COMPÓSITO DE DESENVOLVIMENTO INTRA-REGIONAL VERSÃO 1.0
. <https://srea.azores.gov.pt/upl/%7Ba3130307-06f1-464e-b5be-2e3d42a91ca1%7D.pdf>

- Singh, R. K., Murty, H. R., Gupta, S. K., & Dikshit, A. K. (2007). Development of composite sustainability performance index for steel industry. *Ecological Indicators*, 7(3), 565–588. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.06.004>
- Singh, R. K., Murty, H. R., Gupta, S. K., & Dikshit, A. K. (2008). An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 9, 189–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.05.011>
- Sonawane, S. H., Setty, Y. P., Narsaiah, T. B., Naik, S.S.(2018) Innovative technologies for the treatment of industrial wastewater a sustainable approach. Apple Academic Press, Inc. Toronto, [Waretown] New Jersey.
- Sperling, M. V. (2007). Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. Department of Sanitary and Environmental Engineering Federal University of Minas Gerais, Brasil.
- USEPA (2002). Wastewater Technology Fact Sheet–Aerated, Partial Mix Lagoons; Office of Water: Washington, DC, USA; EPA-832-F02-008.
- Valente, G. de F. S., Mendonça, R. C. S., e Pereira, J. A. M. (2015). <bold>The efficiency of electrocoagulation using aluminum electrodes</bold>i<bold>n treating wastewater from a dairy industry</bold> *Ciência Rural*. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20141172>
- Valero, D., Ortiz, J. M., García, V., Expósito, E., Montiel, V., e Aldaz, A. (2011). Electrocoagulation of wastewater from almond industry. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.032>
- Warhurst, A. (2002). *Sustainability Indicators and Sustainability Performance Management*. Retrieved from <http://pubs.iied.org/pdfs/G01026.pdf>
- Yasar, A., Rasheed, R., Tabinda, A. B., Tahir, A., & Sarwar, F. (2017). Life cycle assessment of a medium commercial scale biogas plant and nutritional assessment of effluent slurry. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.026>
- Yusoff, M. S., Azwan, A. M., Zamri, M. F. M. A., & Aziz, H. A. (2017). Removal of colour, turbidity, oil and grease for slaughterhouse wastewater using electrocoagulation method. doi:10.1063/1.5005692

ANEXO A

QUESTIONÁRIO

1. Dentre as dimensões pareadas qual apresenta maior relevância no que diz respeito ao tratamento de águas residuais?

- a) Econômica x Ambiental
- b) Econômica x Social
- c) Ambiental x Social

Responda as questões de 2 a 6 de modo a avaliar a relevância entre os pares de indicadores ambientais.

2 . Indicadores Ambientais.

Ef. Rem. M.O.(Eficiência na Remoção de Matéria Orgânica); Ef. Rem. Turbidez (Eficiência na Remoção de Turbidez); Ef. Rem. Cor (Eficiência na Remoção de Cor); Ef. Rem. Azoto (Eficiência na Remoção de Azoto, ou Nitrogênio); Ef. Rem. SST (Eficiência na Remoção de Sólidos Suspensos Totais); Ef. Rem. O.G. (Eficiência na Remoção de Óleos e Graxos);

- a) Ef. Rem. M.O. x Ef. Rem. Turbidez
- b) Ef. Rem. M.O. x Ef. Rem. Cor
- c) Ef. Rem. M.O. x Ef. Rem. Azoto
- d) Ef. Rem. M.O. x Ef. Rem. SST
- e) Ef. Rem. M.O. x Ef. Rem. O.G.
- f) Ef. Rem. M.O. x Consumo de Energia
- g) Ef. Rem. M.O. x Área requerida
- h) Ef. Rem. M.O. x Lama Produzida
- i) Ef. Rem. M.O. x Potencial Reuso H₂O

3. Indicadores Ambientais.

- a) Ef. Rem. Turbidez x Ef. Rem. Cor
- b) Ef. Rem. Turbidez x Ef. Rem. Azoto
- c) Ef. Rem. Turbidez x Ef. Rem. SST
- d) Ef. Rem. Turbidez x Ef. Rem. O.G.
- e) Ef. Rem. Turbidez x Consumo de Energia
- f) Ef. Rem. Turbidez x Área requerida
- g) Ef. Rem. Turbidez x Lama Produzida
- h) Ef. Rem. Turbidez x Potencial Reuso H₂O
- i) Ef. Rem. Cor x Ef. Rem. Azoto

4. Indicadores Ambientais

- a) Ef. Rem. Cor x Ef. Rem. SST
- b) Ef. Rem. Cor x Ef. Rem. O.G.
- c) Ef. Rem. Cor x Consumo de Energia
- e) Ef. Rem. Cor x Ef. Rem. Área requerida
- f) Ef. Rem. Cor x Ef. Rem. Lama Produzida
- g) Ef. Rem. Cor x Potenc. Reuso H₂O
- h) Ef. Rem. Azoto x Ef. Rem. SST
- i) Ef. Rem. Azoto x Ef. Rem. O.G.
- j) Ef. Rem. Azoto x Consumo de Energia

5. Indicadores Ambientais.

- a) Ef. Rem. Azoto x Área requerida
- b) Ef. Rem. Azoto x Lama Produzida
- c) Ef. Rem. Azoto x Potenc. Reuso H₂O

- d) Ef. Rem. SST x Ef. Rem. O.G.
- e) Ef. Rem. SST x Consumo de Energia
- f) Ef. Rem. SST. x Área req.
- g) Ef. Rem. SST x Lama Produzida
- h) Ef. Rem. SST x Potenc. Reuso H₂O
- i) Ef. Rem. O.G. x Consumo de Energia

6. Indicadores Ambientais.

- a) Ef. Rem. O.G. x Área requerida
- b) Ef. Rem. O.G. x Lama Produzida
- c) Ef. Rem. O.G. x Potenc. Reuso H₂O
- d) Consumo de Energia x Área requerida
- e) Consumo de Energia x Lama Produzida
- f) Consumo de Energia x Potenc. Reuso H₂O
- g) Área requerida x Lama Produzida
- h) Área requerida x Potenc. Reuso H₂O
- i) Lama Produzida x Potenc. Reuso H₂O

7. Quanto ao viés financeiro quais entre os pares de indicadores tem maior peso?

- a) Custo de investimento x Custo de operação
- b) Custo de investimento x Custo energético
- c) Custo de investimento x Custo de coagulante
- d) Custo de investimento x Custo de limpeza
- e) Custo de operação x Custo energético

8. Ainda quanto ao viés financeiro, quais entre os pares de indicadores tem maior peso?

- a) Custo de operação x Custo de coagulante
- b) Custo de operação x Custo de limpeza
- c) Custo energético x Custo de coagulante
- d) Custo energético x Custo de limpeza
- e) Custo de coagulante x Custo de limpeza

9. Seguindo a mesma linha de raciocínio, relativo aos seguintes indicadores sociais, aponte os critérios mais relevantes dos pares em questão.

- a) Odor x Ruído
- b) Odor x Impacto Visual
- c) Odor x Aceitação Pública
- d) Ruído x Impacto Visual
- e) Ruído x Aceitação Pública
- f) Impacto Visual x Aceitação Pública

10. Avalie agora, de modo a atribuir um valor de importância, no intervalo de 1 (menor importante) a 9 (maior importância), para os seguintes indicadores, ao levar em conta uma Estação de Tratamento de Águas Residuais Convencional (Tamisadores, Decantador/Desengordurador, duas Lagoas Anaeróbias, uma Lagoa Aerada, Lagoa de Sedimentação e Flotador).

- a) Potencial Reuso H₂O
- b) Odor
- c) Ruído
- d) Impacto visual
- e) Aceitação Pública

11. Da mesma maneira, considere agora, uma modificação do sistema a partir do nível secundário de tratamento (Lagoas anaeróbias) por um processo que utiliza de Eletrocoagulação e coagulante orgânico como medida de tratamento alternativo para Estação de Tratamento de Águas Residuais.

- a) Potencial Reuso H₂O
- b) Odor
- c) Ruído
- d) Impacto visual
- e) Aceitação Pública

O questionário original pode ser acessado através do link:

https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSd_h0WbBejeaqlpg4DQaWaHZ3EDDmTMLHG7g6aeWU7gIsbk9w/viewform?usp=sf_link

ANEXO B

As tabelas apresentam os valores obtidos com a base de dados fornecidos pela empresa, com a literatura e mediante a aplicação da metodologia.

Tabela 20. Valores médios dos indicadores económicos.

Sistemas	Custos				
	Investimento	Operação	Energia	Insumos	Limpeza
Sist. Emp.	1,49	0,32	0,25	0,68	0,07
Sist. Alt.	2,81	1,19	0,44	0,36	0,20

Tabela 21. Normalização dos indicadores económicos.

Sistemas	Custos				
	Investimento	Operação	Energia	Insumos	Limpeza
Sist. Emp.	1	1	1	0	1
Sist. Alt.	0	0	0	1	0

Tabela 22. Valores médios dos indicadores ambientais.

Sistemas	Eficiência de Remoção						Consumo	Área	Geração	Reuso
	CQO	Turbidez	Cor	Azoto	SST	O. G.	Energético	Req.	Lodo	H ₂ O
Sist. Emp.	0,97	0,97	0,94	0,26	0,98	0,98	0,46	5,35	7,21	6,60
Sist. Alt.	0,61	0,93	0,96	0,36	0,92	0,95	2,96	0,01	2,11	7,40

Tabela 23. Normalização dos indicadores ambientais.

Sistemas	Eficiência de Remoção						Consumo	Área	Geração	Reuso
	CQO	Turbidez	Cor	Azoto	SST	O. G.	Energético	Req.	Lodo	H ₂ O
Sist. Emp.	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0
Sist. Alt.	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1

Tabela 24. Valores médios dos indicadores sociais.

Sistemas	Odor	Ruído	Impacte Visual	Aceitação Pública
Sist. Emp.	7,40	4,50	4,90	6,00
Sist. Alt.	7,10	5,00	5,80	5,80

Tabela 25. Normalização dos indicadores sociais.

Sistemas	Odor	Ruído	Impacte Visual	Aceitação Pública
Sist. Emp.	0	1	1	1
Sist. Alt.	1	0	0	0

ANEXO C

Figuras para melhor visualização dos pesos obtidos com a ponderação.

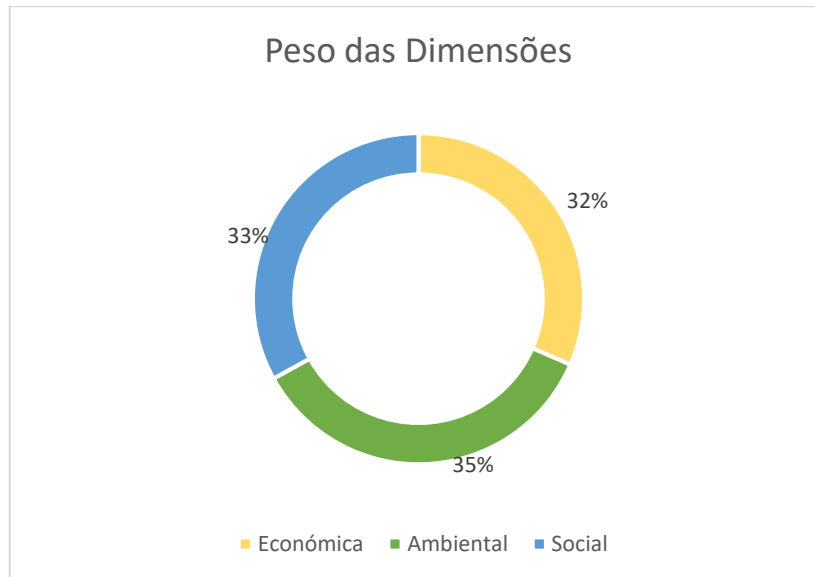


Figura 22. Distribuição dos pesos das dimensões.

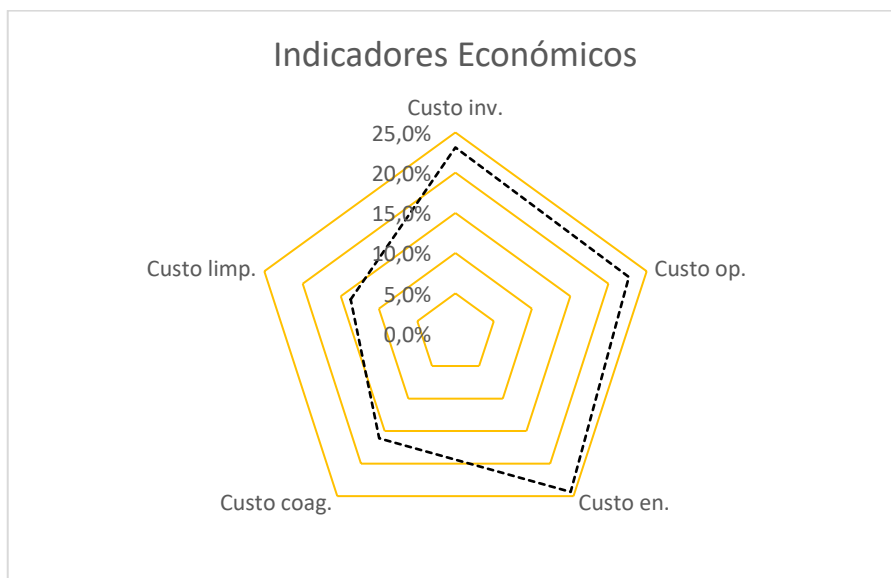


Figura 23. Distribuição dos pesos dos indicadores económicos.

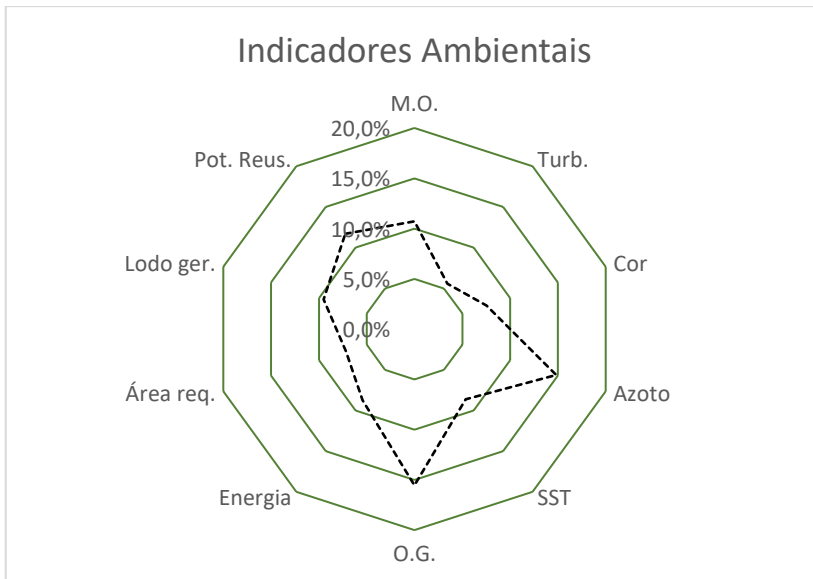


Figura 24. Distribuição dos pesos dos indicadores ambientais.

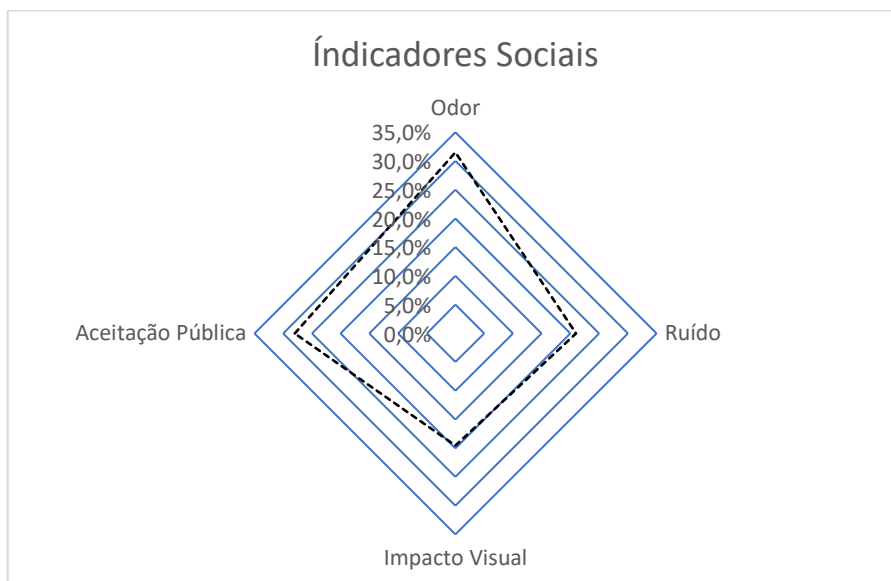


Figura 25. Distribuição dos pesos dos indicadores sociais.

ANEXO D

Área ocupada pelo sistema de tratamento.

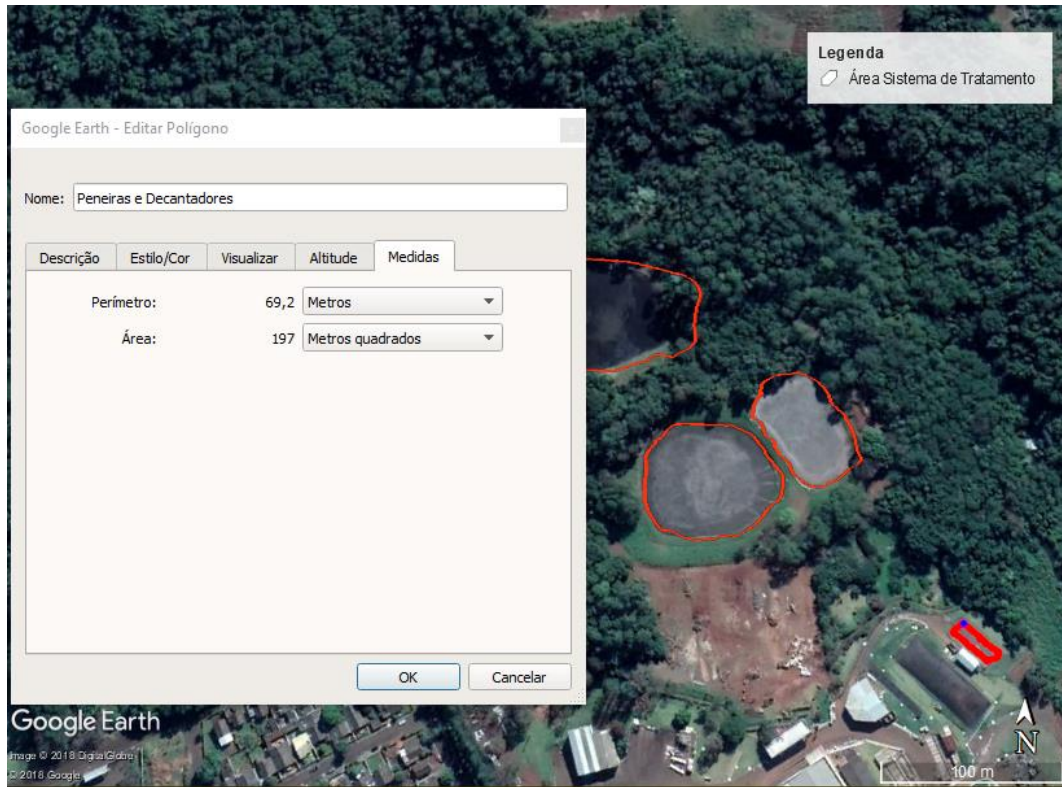


Figura 26. Área ocupada pelo sistema preliminar. Fonte: Google Earth.

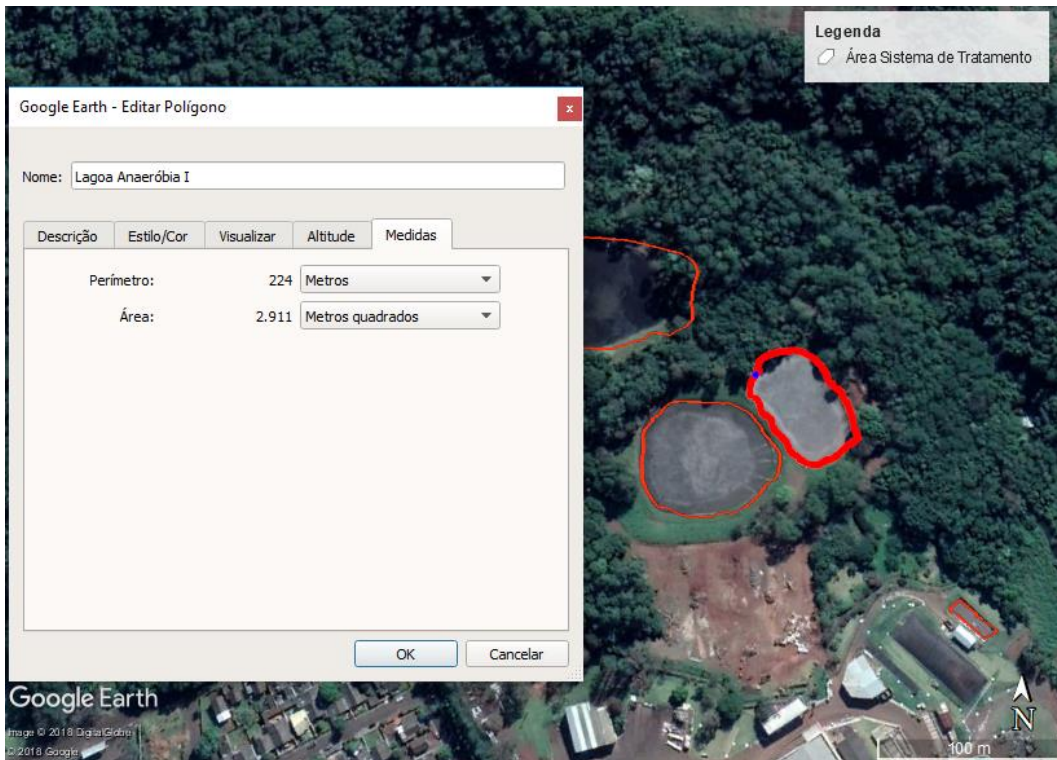


Figura 27. Área ocupada pela lagoa anaeróbia I. Fonte: Google Earth.

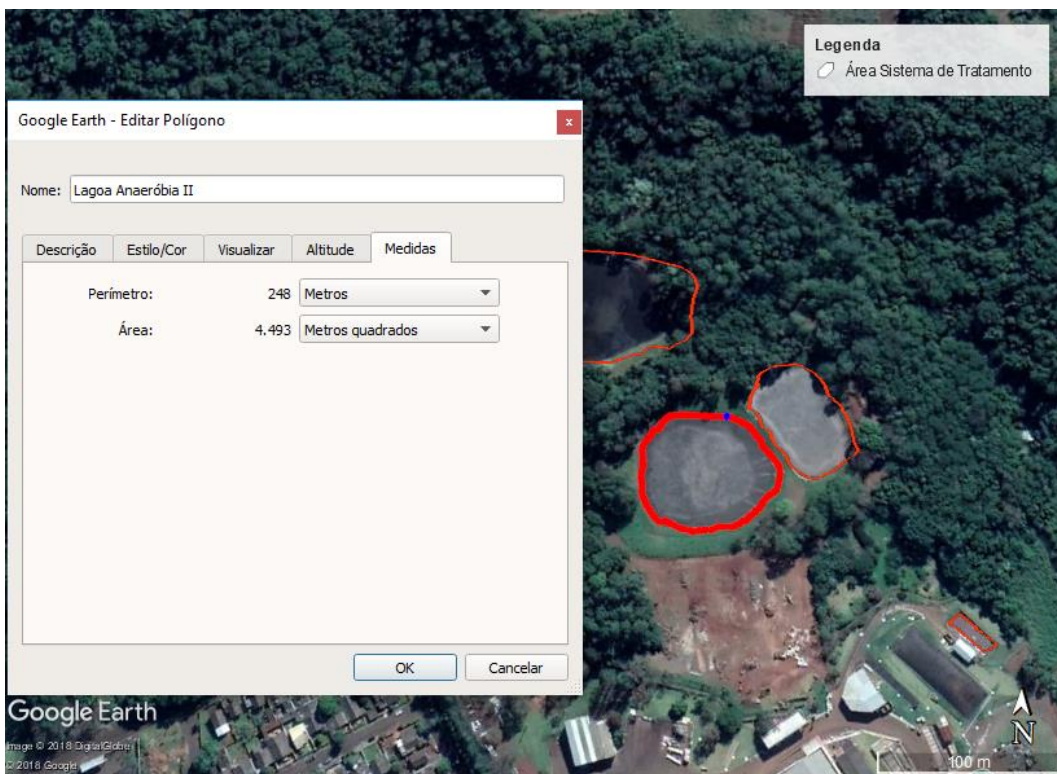


Figura 28. Área ocupada pela lagoa anaeróbia II. Fonte: Google Earth.

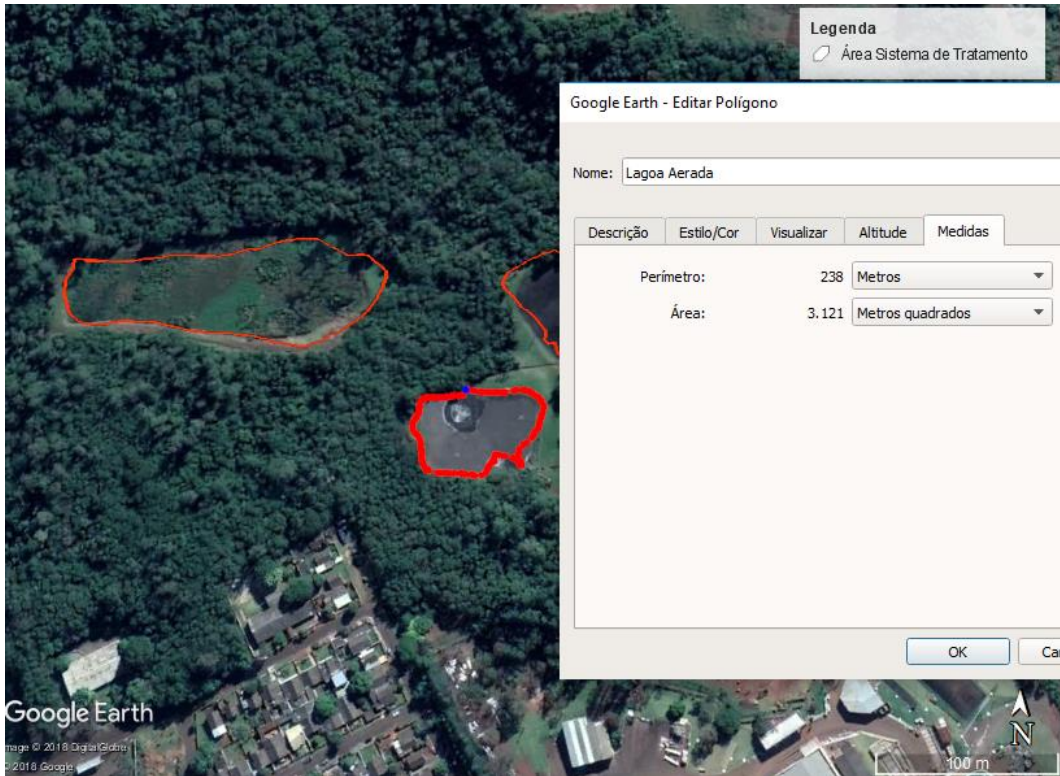


Figura 29. Área ocupada pela lagoa arejada. Fonte: Google Earth.

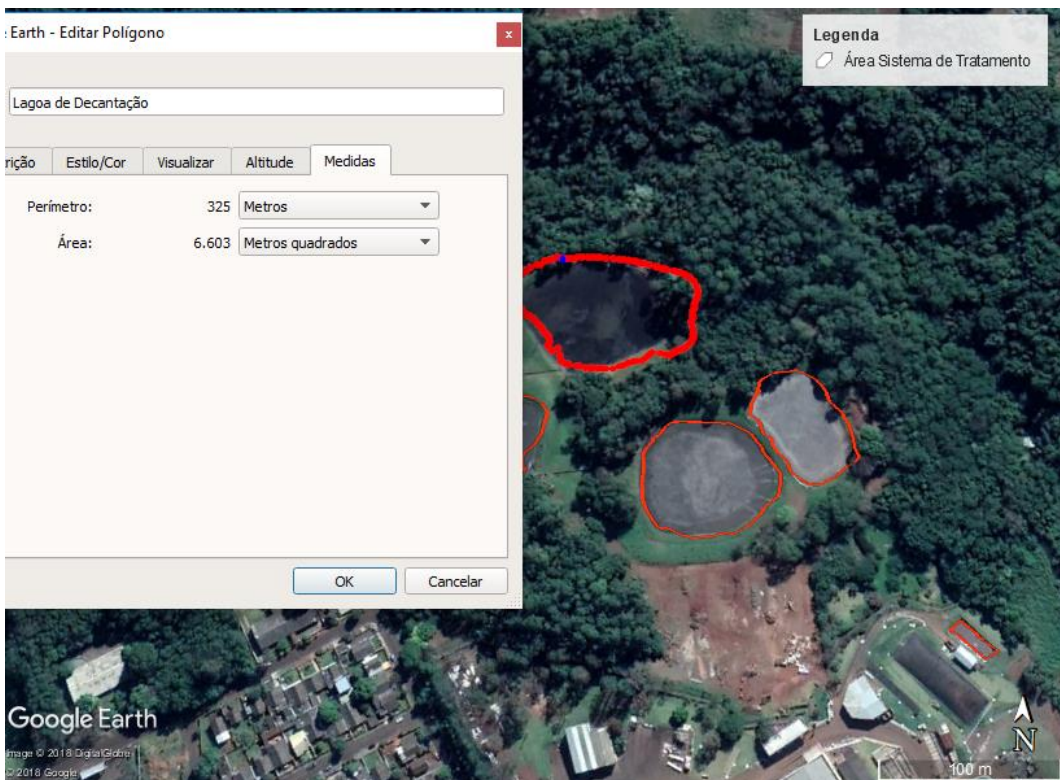


Figura 30. Área ocupada pela lagoa de decantação. Fonte: Google Earth.

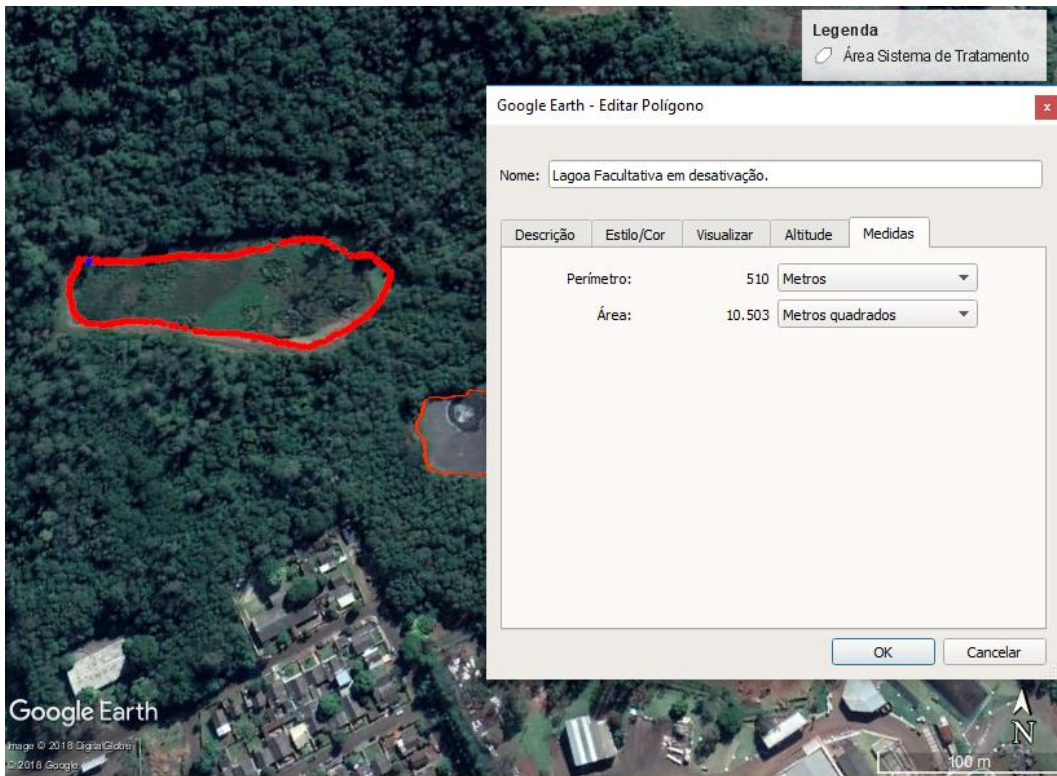


Figura 31. Área ocupada pela lagoa facultativa. Fonte: Google Earth.