



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

ANA KARLA DOS SANTOS PONTES

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE SISTEMAS DE  
TRATAMENTO DE EFLUENTES POR LODOS ATIVADOS E  
BIORREATORES A MEMBRANA**

FLORIANÓPOLIS

2020

Ana Karla dos Santos Pontes

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE SISTEMAS DE  
TRATAMENTO DE EFLUENTES POR LODOS ATIVADOS E BIORREATORES A  
MEMBRANA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli.

Coorientadores: Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares e Dr. Raphael Ricardo Zepon Tarpani.

Florianópolis

2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Pontes, Ana Karla dos Santos  
AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE SISTEMAS DE  
TRATAMENTO DE EFLUENTES POR LODOS ATIVADOS E BIORREACTORES  
A MEMBRANA / Ana Karla dos Santos Pontes ; orientador,  
Flávio Rubens Lapolli, coorientador, Sebastião Roberto  
Soares, coorientador, Raphael Ricardo Zepon Tarpani, 2020.  
97 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Sistemas de Tratamento de  
Efluentes. 3. Avaliação do Ciclo de Vida de Sistemas de  
Tratamento de Efluentes. 4. Avaliação Ambiental de Sistemas  
de Tratamento de Efluentes. I. Lapolli, Flávio Rubens. II.  
Soares, Sebastião Roberto. III. Tarpani, Raphael Ricardo  
Zepon IV. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa  
de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. V. Título.

Ana Karla dos Santos Pontes

**Avaliação do desempenho ambiental de sistemas de tratamento de efluentes por lodos  
ativados e biorreatores a membrana**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora  
composta pelos seguintes membros:

Prof.(a) Maria Eliza Nagel Hassemer, Dra.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.(a) André Aguiar Battistelli, Dr.  
Universidade Estadual de Maringá

Daniele Damasceno Silveira, Dra.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado  
adequado para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

---

Prof. Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer  
Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

---

Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli  
Orientador

Florianópolis, 2020.

Este trabalho é dedicado à minha família que é meu suporte e porto seguro.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Flávio R. Lapolli, pela recepção e oportunidade de participar do seu grupo de pesquisa, pela confiança depositada em mim e no meu trabalho e por acreditar no meu potencial mesmo em momentos difíceis. Sou muito grata por todo conhecimento repassado, inclusive em termos de crescimento pessoal.

Aos meus coorientadores, Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares e Dr. Raphael Ricardo Zepon Tarpani. A colaboração de ambos foi de extrema importância. Obrigada pelas infinitas correções e sugestões, com certeza me ajudaram muito no desenvolvimento do trabalho.

À minha mãe, Alessandra, pelo apoio incondicional, pelos valores e exemplos transmitido, sem seu suporte eu não teria chegado até aqui. Ao meu pai, Mário, que sempre foi meu exemplo de dedicação ao trabalho bem feito e amor pela profissão. Aos meus irmãos Jade, Fernando, Maria Fernanda e Mariana, que são meus amores e me fizeram sorrir nos momentos em que a saudade apertou. E à minha família, de um modo geral, que me apoiou no sonho de fazer o Mestrado na UFSC e aguentou firme e forte a saudade.

Ao Ismael Soares, meu companheiro de vida, que desde a graduação caminha ao meu lado me apoiando nas dificuldades e me incentivando a ser ainda melhor. Obrigada pelas infinitas vindas à Floripa e aos muitos quilômetros percorridos. Sem a sua parceria e amor a caminhada até aqui não teria sido tão especial.

À Hioná e Rubia, que eram só as meninas que eu dividia apartamento e se tornaram grandes amigas. Manas, sou muito grata pelo companheirismo e amizade que construímos. Vocês foram a família que eu escolhi ter em Floripa.

À, Carol, Emerson, Léo, Mauana, Thamires, Vlade, Rayra e demais colegas do LaRA, pela convivência, ajuda e por todos os momentos compartilhados. Sou muito grata por ter tido a oportunidade de conhecê-los.

Aos membros da minha banca de qualificação, Prof. Sebastião Soares e Dra. Elisângela Scheneider, e aos membros da minha banca de apresentação final, Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria Eliza Hassemer, Prof. Dr. André Battistelli e Dra. Daniele Damasceno pela disponibilidade e auxílio no aprimoramento deste trabalho. Agradeço, também, pela contribuição de cada um de vocês em minha formação como um todo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina por toda estrutura física e intelectual disponibilizada e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa.

“Ninguém caminha sem aprender a caminhar, sem aprender a fazer o caminho caminhando, refazendo e retocando o sonho pelo qual se pôs a caminhar”.  
(Paulo Freire, 1997)

## RESUMO

Nos sistemas de tratamento de efluentes domésticos o ponto normalmente considerado como mais relevante é a obtenção de um efluente final que não gere efeitos deletérios aos corpos receptores. Entretanto, a possibilidade de geração de impactos ambientais na implantação e operação de Estações de Tratamento de Efluentes não devem ser negligenciadas. No mundo, a tecnologia de tratamento de esgoto sanitário mais utilizado é por Lodos Ativados (LA), que consiste em tratamento biológico de boa eficiência e flexibilidade na operação. Outro tipo de tratamento que vem sendo muito comparado aos Lodos Ativados é o sistema de Biorreatores a Membrana (BRM). Essa tecnologia consiste na junção dos processos de degradação microbiana com a separação de fases por meio das membranas. Esse tratamento garante ótima qualidade do efluente final, melhor clarificação e desinfecção e menor área requerida para a instalação quando comparados aos Lodos Ativados. Nesse contexto, este trabalho avalia o desempenho ambiental de sistemas de tratamento que utilizam Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana como tecnologias de tratamento. Para tanto, é realizada a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta de gestão ambiental, descrita pelas normas ISO 14.040 e 14.044 e a Avaliação da Eficiência dos Sistemas (AES), por meio da análise da remoção de poluentes dos efluentes finais. Foram utilizados sete artigos como base para a criação do Inventário de Ciclo de Vida e o Banco de dados Ecoinvent 3.5. Para a modelagem dos dados foram utilizados o software Open LCA versão 1.9 e o Microsoft Excel. Por meio da ACV, foi observado elevado impacto ambiental pela tecnologia de Lodos Ativados, principalmente por conta da elevada quantidade de produtos químicos utilizados na fase de operação das estações de tratamento avaliadas, enquanto que os BRM se destacam pela geração de impactos devido ao consumo energético. Na AES, foi analisada a qualidade do efluente final dos sistemas de tratamento e constatou-se que os BRM apresentam efluente final com melhor qualidade em termos de DBO, DQO, NT e SST. Por fim, para a comparação dos dados gerados e realização da Avaliação de Desempenho Ambiental dos Sistemas (ADAS) foi realizada a normalização dos resultados das análises anteriores na qual foi constatado que os BRM apresentaram um melhor desempenho ambiental. Entretanto, ressalta-se que pesquisas precisam ser realizadas na área para que inventários de ciclo de vida sejam elaborados e adequados ao contexto brasileiro, o que permitirá o aprimoramento de diagnósticos ambientais futuros com a indicação de melhorias ambientais mais próximas da realidade brasileira.

**Palavras-chave:** Avaliação de Ciclo de Vida (ACV); Remoção de Poluentes; Avaliação Ambiental; Avaliação da Eficiência.

## ABSTRACT

In domestic effluent treatment systems, the point usually considered the most relevant is to obtain a final effluent that does not have harmful effects on the receiving bodies. However, the possibility of generating environmental impacts in the implementation and operation of Wastewater Treatment Plants should not be overlooked. In the world, the most used wastewater treatment is the Activated Sludge, which consists of biological treatment with good efficiency and flexibility in operation. Another type of treatment that has been compared to Activated Sludge is the Membrane Bioreactor system. This technology consists of the combination between the microbial degradation process and the phase's separation by the membranes. This treatment guarantees excellent quality of the final effluent, great clarification and disinfection and less area required for installation when compared to Activated Sludge. In this context, this study aims to evaluate the environmental performance of wastewater treatment systems that uses Activated Sludge and Membrane Bioreactors a treatment technology. To this end, it was realized the Life Cycle Assessment (LCA) as an environmental management tool, described by ISO 14,040 and 14,044 and the Systems Efficiency Assessment (SEA), through the analysis of pollutants removal from the effluent. Seven articles were used as the basis for the creation of the Life Cycle Inventory and the Ecoinvent 3.5 database. For the data modeling, it was used the OpenLCA software version 1.9 and the Microsoft Excel. By the LCA, a high environmental impact was observed by the Activated Sludge technology, mainly due the high amount of chemical products used in the operation phase of the plants in analysis, while the MBR stands out for generating impacts due to the energy consumption. At SEA, the effluent quality was analyzed and it was found that the BRMs present final effluent with better quality in terms of BOD, COD, Nt and SST. Finally, in order to compare the data generated and carry out the Environmental Performance Assessment of the Systems (EPAS), the results of the previous evaluations were normalized, and it was found that the BRMs had a better environmental performance. However, it is important to mention that researches need to be carried out in the area so that life cycle inventories are prepared and adapted to the Brazilian context. It will allow the improvement of future environmental diagnoses with an indication of environmental improvements closer to the Brazilian reality.

**Keywords:** Life Cycle Assessment (LCA); Pollutant Removal; Membrane Bioreactor (MBR); Environmental Assessment; Efficiency Assessment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Tratamento de esgotos por lodos ativados convencional (LA).....	24
Figura 2. Tratamento de esgotos por lodos ativados de aeração prolongada. ....	24
Figura 3. Esquema do sistema <i>Bardenpho</i> para a remoção de nitrogênio.....	25
Figura 4. Módulos de membrana (a) externo e (b) submerso dos biorreatores a membrana. ..	28
Figura 5. Procedimentos simplificados para a análise de inventário de ciclo de vida. ....	31
Figura 6. Elementos da fase de AICV. ....	32
Figura 7. Esboço da relação entre os parâmetros de ICV, categorias <i>midpoint</i> (intermediárias), indicadores de categoria e categorias <i>endpoint</i> no método ReCiPe 2008. ....	36
Figura 8. Relacionamento dos elementos da fase de interpretação com as outras fases da ACV. ....	37
Figura 9. Esquema da metodologia adotada neste trabalho.....	42
Figura 10. Fases de uma ACV.....	43
Figura 11. Limites do sistema e as etapas de tratamento consideradas no estudo. ....	44
Figura 12. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Garfi, Flores e Ferrer (2017).....	46
Figura 13. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Kamble et al. (2019). ....	47
Figura 14. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Lazarova et al. (2012). ....	47
Figura 15. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Bertanza et al. (2017). ....	48
Figura 16. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016).....	49
Figura 17. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Arias et al. (2019).....	49
Figura 18. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Kamble et al. (2019).....	50
Figura 19. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Lazarova et al. (2012).....	51
Figura 20. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Bertanza et al. (2017).....	51

Figura 21. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Chen et al. (2018).(2017)(2017)(2017).....	52
Figura 22. Resultados das estimativas de dados referentes a fase de construção das estações de tratamento que operam com LA e BRM em função da UF (1m <sup>3</sup> de efluente tratado). .....	60
Figura 23. Correlação entre o uso de energia elétrica e a capacidade de tratamento das ETEs. ....	61
Figura 24. Impactos do ciclo de vida das estações de tratamento de efluentes por LA e por BRM para as categorias de impacto Mudanças Climáticas, Depleção de Combustíveis Fósseis, Ecotoxicidade de Água Doce, Eutrofização de Água Doce, Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Marinha. Os dados são expressos em porcentagem, considerando a UF. ....	67
Figura 25. Impactos do ciclo de vida das estações de tratamento de efluentes por LA e por BRM para as categorias de impacto Eutrofização Marinha, Depleção de Recursos Minerais, Redução da Camada de Ozônio, Formação de Material Particulado, Acidificação Terrestre e Ecotoxicidade Terrestre. Os dados são expressos em porcentagem, considerando a UF. ....	68
Figura 26. Impacto do ciclo de vida das tecnologias de tratamento de efluentes. Todos os impactos são expressos por 1.000 m <sup>3</sup> de efluentes tratados. As barras de erro representam desvio padrão dos parâmetros, conforme especificado na Tabela 3. ....	69
Figura 27. Potenciais de impactos médios gerados pelas tecnologias de tratamento de efluentes, considerando os valores mínimos possíveis de LA e os valores máximos possíveis de BRM.	78
Figura 28. Potenciais de impactos médios gerados pelas tecnologias de tratamento de efluentes, considerando os valores máximos possíveis de LA e os valores mínimos possíveis de BRM.	79
Figura 29. Dados médios dos parâmetros físico-químicos dos efluentes brutos e tratados. ....	84
Figura 30. Análise de Desempenho Ambiental dos Sistemas de Tratamento de Efluentes por Lodos Ativados e Biorreator a Membrana. ....	87

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Tipos de filtração e suas características.....	27
Tabela 2. Resumo das principais características das estações de tratamento utilizadas na construção do ICV.....	45
Tabela 3. Inventário de Ciclo de Vida das estações de tratamento por LA e BRM de pequeno, médio e grande porte (por 1.000m <sup>3</sup> de efluente tratado). ....	63
Tabela 4. Impactos gerados pelas estações de tratamento de LA e BRM. ....	64
Tabela 5. Inventário dos dados utilizados na Avaliação de Eficiência dos Sistemas de LA e BRM. ....	82
Tabela 6. Percentual de remoção de poluentes médios pelas tecnologias de Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana. ....	83

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCV – Associação Brasileira de Ciclo de Vida

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ACV – Avaliação de Ciclo de Vida

AICV – Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida

AT – Acidificação Terrestre

BRM – Biorreator a Membrana

BRMs – Biorreatores a Membrana

CH<sub>4</sub> – Metano

CO<sub>2</sub> – Dióxido de Carbono

CML – *Centrum Voor Milieukunde* ( Centro de Ciências Ambientais)

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DCF – Depleção de Combustíveis Fósseis

DE – Danos à diversidade do ecossistema

DH – Depleção Hídrica

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DR – Danos à disponibilidade de recursos

DRM – Depleção de Recursos Minerais

EAD – Eutrofização na Água Doce

EDIP – *Environmental Development of Industrial Products* (Desenvolvimento Ambiental de Produtos Industriais)

EM – Eutrofização Marinha

EPDM – Monômero de Etileno Propileno Dieno

EPS – *Environmental Priority Strategies* (Estratégias Ambientais Prioritárias)

ETAD – Ecotoxicidade da Água Doce

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

ETEs – Estações de Tratamento de Efluentes

ETM – Ecotoxicidade Marinha

ETT – Ecotoxicidade Terrestre

FMP – Formação de Material Particulado

FOF – Formação de Oxidantes Fotoquímicos

GEE – Gases do Efeito Estufa

ICV – Inventário de Ciclo de Vida  
LA – Lodos Ativados  
LAC – Lodos Ativados Convencionais  
LaRA – Laboratório de Reúso de Águas  
LATPA – Lagoas de Alta Taxa de Produção de Algas  
MC – Mudanças Climáticas  
N<sub>2</sub>O – Óxido Nitroso  
NH<sub>3</sub> – Amônia  
OSU – Ocupação de Solo Urbano  
OTA – Ocupação de Terra Agrícola  
RCO – Redução da Camada de Ozônio  
REPA – Resource and Environment Profile Analysis  
RI – Radiação Ionizante  
SH – Danos à saúde humana  
SMX – Sulfametoxazol  
SST – Sólidos Suspensos Totais  
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis  
TAN – Transformação de Área Natural  
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica  
TH – Toxicidade Humana  
UF – Unidade Funcional  
VROM – Ministério Holandês de Moradia, Planejamento Espacial e Ambiental  
WC – *Wetlands* Construídos

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\Theta_c$  – Idade de lodo

€ – Euro

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA</b> .....	<b>19</b>
1.1	OBJETIVOS.....	21
1.1.1	<b>Objetivo geral</b> .....	<b>21</b>
1.1.2	<b>Objetivos específicos</b> .....	<b>21</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>22</b>
2.1	TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	22
2.1.1	<b>Lodos Ativados (LA)</b> .....	<b>23</b>
2.1.2	<b>Biorreatores a Membrana (BRM)</b> .....	<b>26</b>
2.2	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA .....	29
2.2.1	<b>1ª Fase: Definição do objetivo e escopo da ACV</b> .....	<b>30</b>
2.2.2	<b>2ª Fase: Análise do Inventário do Ciclo de Vida</b> .....	<b>30</b>
2.2.3	<b>3ª Fase: Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV)</b> .....	<b>31</b>
2.2.3.1	Métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida .....	33
2.2.4	<b>4ª Fase: Interpretação dos Resultados</b> .....	<b>36</b>
2.3	ACV NO TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	38
2.4	AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA .....	40
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>42</b>
3.1	AVALIAÇÃO Do CICLO DE VIDA .....	43
3.1.1	<b>Definição do objetivo e escopo do estudo</b> .....	<b>43</b>
3.1.2	<b>Análise do Inventário de Ciclo de Vida (ICV)</b> .....	<b>44</b>
3.1.2.1	Visão geral das tecnologias de tratamento .....	44
3.1.2.2	Estimativa dos parâmetros operacionais .....	52
3.1.2.3	Ferramentas computacionais utilizadas .....	53
3.1.3	<b>Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)</b> .....	<b>54</b>
3.1.4	<b>Interpretação dos Resultados</b> .....	<b>56</b>
3.2	AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS SISTEMAS (AES).....	56

3.2.1	<b>Definição do objetivo.....</b>	<b>56</b>
3.2.2	<b>Inventário da Avaliação da Eficiência dos Sistemas .....</b>	<b>56</b>
3.2.3	<b>Análise dos Resultados.....</b>	<b>57</b>
3.3	<b>AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DOS SISTEMAS (ADAS) .....</b>	<b>57</b>
3.3.1	<b>Definição do objetivo.....</b>	<b>57</b>
3.3.2	<b>Normalização dos resultados da ACV e da AES .....</b>	<b>58</b>
3.3.3	<b>Análise Comparativa dos Resultados .....</b>	<b>58</b>
4	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>59</b>
4.1	<b>AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA .....</b>	<b>59</b>
4.1.1	<b>Estimativa dos parâmetros operacionais .....</b>	<b>59</b>
4.1.2	<b>Análise do Inventário de Ciclo de Vida .....</b>	<b>61</b>
4.2	<b>AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO CICLO DE VIDA .....</b>	<b>64</b>
4.2.1	<b>Interpretação dos Resultados .....</b>	<b>77</b>
4.2.2	<b>Comparação dos resultados com a literatura .....</b>	<b>79</b>
4.3	<b>AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS SISTEMAS.....</b>	<b>81</b>
4.3.1	<b>Inventário da Avaliação da Eficiência dos Sistemas .....</b>	<b>81</b>
4.3.2	<b>Avaliação dos Resultados.....</b>	<b>81</b>
4.3.3	<b>Comparação dos resultados com a literatura .....</b>	<b>84</b>
4.4	<b>ANÁLISE DE DESEMPENHO AMBIENTAL DOS SISTEMAS.....</b>	<b>86</b>
4.4.1	<b>Normalização dos Resultados.....</b>	<b>86</b>
4.4.2	<b>Análise Comparativa dos Resultados .....</b>	<b>86</b>
4.4.3	<b>Comparação dos resultados com a literatura .....</b>	<b>87</b>
5	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>89</b>
6	<b>SUGESTÕES E TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>90</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>91</b>



## 1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O conhecimento e a conscientização acerca das questões ambientais têm transformado e instigado mundialmente as pessoas às mudanças de hábitos e posturas. Assuntos como a depleção dos recursos naturais e a intensificação de impactos ambientais começam a ser relacionados com as atividades que os geram (KALAKUL et al., 2014). Por conta disso, empresas e indústrias tem considerado a possibilidade de mitigação da geração de impactos ambientais através de escolhas por melhores tecnologias, e principalmente, por processos mais sustentáveis (KNEIPP et al., 2017).

Assim, essa preocupação tem alcançado diversos processos, produtos e serviços em diferentes ramos, como é o caso dos tratamentos de efluentes. Independente da tecnologia envolvida no tratamento, a mesma deve estar de acordo com requisitos econômicos, sociais e ambientais para que possa ser considerada sustentável (RODRIGUEZ-GARCIA et al., 2011). De acordo com Von Sperling (2005) uma gama de sistemas de tratamento com uma ou mais tecnologias pode ser utilizada, contando com processos físicos, químicos e/ou biológicos em níveis de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

Os Lodos Ativados (LA) e os Biorreatores a Membrana (BRM) são exemplos de tecnologias que podem ser utilizadas no processo de tratamento de efluentes, e serão avaliadas nesse trabalho na tentativa de uma identificação de qual a tecnologia pode ser mais sustentável. A primeira tecnologia, LA, consiste no método biológico mais aplicado a nível mundial com ampla utilização em estações de tratamento de efluentes (ETEs) domésticos em grandes núcleos populacionais (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2011). Já o BRM, em sua maioria, se trata de uma tecnologia que utiliza lodos ativados associado às membranas filtrantes tendo como resultado um efluente clarificado e desinfectado, que tem ganhado destaque para fins de reúso, principalmente (JUDD, 2017).

Dada a possibilidade de utilização de diversas tecnologias, no processo de escolha do tratamento a ser implantado em uma ETE, deve-se levar em consideração a adoção de processos mais sustentáveis e que gerem menores impactos ambientais. Para isso, ferramentas como a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) podem ser utilizadas como apoio à tomada de decisões, possibilitando a quantificação e avaliação dos aspectos ambientais e o potencial para a geração de impactos ambientais ao longo de todo processo de tratamento (ISO, 2006a). Por meio da identificação e quantificação das entradas e saídas de materiais e energia no sistema de tratamento, torna-se possível a avaliação dos aspectos ambientais associados aos potenciais

impactos, possibilitando assim a identificação de oportunidades de melhorias no processo (LOPES et al., 2017).

No contexto da Engenharia Sanitária, sobretudo no tratamento de efluentes, o uso da ACV ainda é incipiente, já que conta com poucos trabalhos de aplicação da ferramenta, sobretudo, no Brasil e em países em desenvolvimento (GALLEGO-SCHMID; TARPANI, 2019). Corominas et al. (2013) apresentaram em sua revisão bibliográfica 45 estudos que utilizam a ACV na avaliação de sistemas de tratamento, porém somente um dos artigos ocorreu em um país em desenvolvimento (Índia). Já Zang et al. (2015), revisaram 53 artigos que utilizavam a ACV em tratamento de efluentes e somente 7 tomados como base eram de países em desenvolvimento, porém nenhum do Brasil.

Nota-se assim, a necessidade de realização de mais pesquisas com foco na ACV de sistemas de tratamento de efluentes que demonstrem a realidade brasileira (TOURINHO, 2014). Entretanto, além da ACV, nesse contexto é importante também levar em consideração a qualidade do efluente final entregue pelas tecnologias de tratamento por meio da análise de remoção de poluentes, definida nesta dissertação pela Avaliação da Eficiência dos Sistemas (AES). Segundo Von Sperling (2014), as características físico-químicas encontradas no efluente final demonstram a eficiência do tratamento e o classificam. Para isso, devem ser consideradas na avaliação alguns parâmetros como: a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total (Nt), Fósforo Total (Pt) e Sólidos Suspensos Totais (SST) (DEHGHANI et al., 2018).

Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo principal avaliar o desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de efluentes por Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana por meio da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e da Avaliação da Eficiência dos Sistemas (AES).

Destaca-se também que o presente trabalho segue a linha de pesquisa que vem sendo realizada no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), a qual estuda os biorreatores a membrana e as suas variações para o tratamento de esgoto sanitário, contribuindo para o desenvolvimento de tecnologias que fomentam a produção de água de reúso (BELLI, 2015; BELLI et al., 2017; COSTA et al., 2017; BATTISTELLI, 2018; CECATO, 2019; SOUZA, 2019). Ressalta-se também que poucos trabalhos exploram o impacto ambiental gerado por ETEs utilizando BRMs, destacando assim a importância desse trabalho, inclusive para o grupo de pesquisa em que está inserido.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de efluentes por Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana por meio da Avaliação de Ciclo de Vida e da Avaliação da Eficiência dos Sistemas.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- a) Criar o inventário do ciclo de vida do tratamento de efluentes para os dois sistemas avaliados, com os dados a serem utilizados na ACV e na AES;
- b) Avaliar a origem e contribuições dos impactos ambientais do ciclo vida de cada tecnologia de tratamento por meio da Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida dos sistemas de tratamento por LA e BRM;
- c) Comparar a qualidade do efluente tratado pelas duas tecnologias de tratamento de efluentes através da Avaliação da Eficiência dos Sistemas de Tratamento;
- d) Analisar o desempenho ambiental dos sistemas através de uma avaliação comparativa entre os resultados referentes a impactos ambientais e eficiência dos sistemas de tratamento.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção está apresentada a revisão da literatura para a fundamentação teórica e contextualização acerca do tratamento de efluentes por meio das técnicas de Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana, a Avaliação de Ciclo de Vida e Avaliação da Eficiência dos Sistemas.

### 2.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES

Os efluentes domésticos ou esgotos sanitários são definidos por Metcalf e Eddy (2014) como águas provenientes do sistema de abastecimento de comunidades após uso em variadas aplicações. Sendo estes, impróprio para a maioria dos usos sem devido tratamento, uma vez que possuem inúmeros constituintes, como sólidos, nutrientes, organismos patogênicos, e principalmente, material orgânico (JORDÃO; PESSOA, 2011). Para que esses efluentes não representem riscos à saúde humana e à qualidade do meio ambiente, é necessário que os mesmos sejam submetidos ao tratamento adequado, visando reúso ou disposição na rede hídrica (VON SPERLING, 1996).

O tratamento de efluentes pode ocorrer através de processos físicos, químicos e biológicos de forma individual ou combinada (SILVA, 2009). Nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), geralmente, o tratamento é dividido em tratamento preliminar, primário, secundário e terciário. No preliminar ocorre a remoção de areia, galhos, brita, cascalhos, graxas e outros materiais que possam ser responsáveis por problemas de manutenção e operação do processo de tratamento. Já no tratamento primário acontece a remoção da porção de sólidos suspensos, materiais sobrenadantes e parte do material orgânico (METCALF; EDDY, 2014), por meio dos processos de sedimentação e flotação em tanques de decantação ou em tanques sépticos (SILVA, 2009; TOURINHO, 2014). O tratamento secundário é responsável pela remoção de material orgânico biodegradável, sólidos suspensos e nutrientes como nitrogênio e fósforo, em alguns casos, já que nessa etapa predominam as atividades biológicas (VON SPERLING, 1996). Dentre as técnicas de tratamento convencionais, as mais utilizadas nessa fase do tratamento são lodos ativados e reatores anaeróbios (TOURINHO, 2014).

Por fim, o tratamento terciário remove os sólidos suspensos residuais e poluentes específicos, como compostos tóxicos ou recalcitrantes, além da remoção de patógenos e sólidos remanescentes em suspensão (VON SPERLING, 2005).

### 2.1.1 Lodos Ativados (LA)

O lodo ativado foi assim definido por conta da formação de uma massa ativa de microrganismos capazes de estabilizar os contaminantes presentes no esgoto em condições aeróbias através da retenção dos mesmos (METCALF; EDDY, 2014). O processo de formação dessa massa se baseia na oxidação do material orgânico por meio das bactérias aeróbias em tanque de aeração, transformando em biomassa microbiana através da oxidação da matéria carbonácea e nitrogenada e da remoção de fosfatos (GULHANE; PAWAR, 2015). Em seguida, o licor misto proveniente do tanque de aeração é direcionado ao tanque de decantação, onde parte do lodo sedimentado retorna ao tanque de aeração para servir de reativação da população microbiana e aumentar a eficiência do processo (SILVA, 2009).

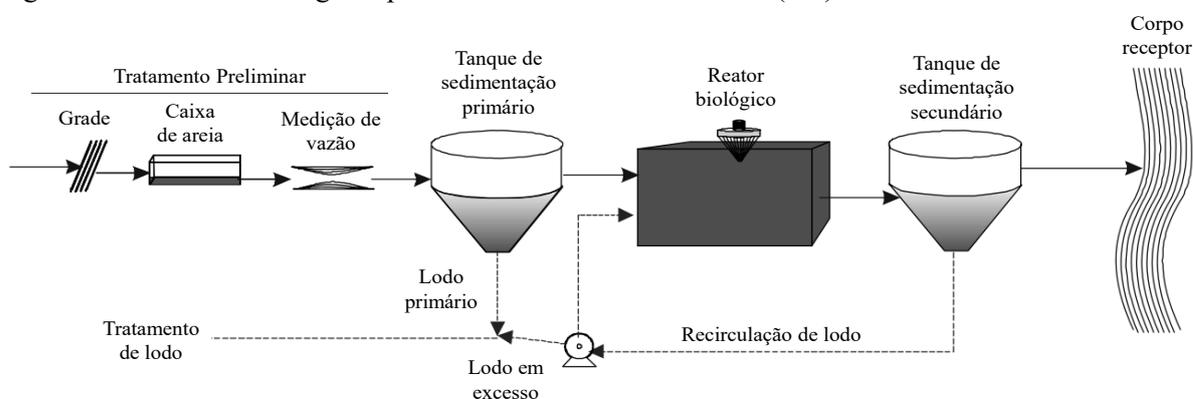
Logo, trata-se de um tratamento biológico muito utilizado, que apresenta boa eficiência, grande flexibilidade de operação e menor requisito de área para a sua implantação quando comparado às lagoas de estabilização, por exemplo. Entretanto, consome uma quantidade considerável de eletricidade já que o processo requer maior mecanização, além de cuidados e requerimentos técnicos específicos para a operação (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2011).

Três componentes básicos são requeridos para o tratamento de efluentes por meio dos LA, sendo estes: o reator biológico, o tanque de sedimentação e o mecanismo de recirculação do lodo. No reator biológico, os microrganismos em suspensão são retidos em condição aeróbia, se desenvolvem utilizando o substrato presente no esgoto e, assim, reduzem a concentração de material orgânico. Em seguida, no tanque de sedimentação ocorre a separação da porção sólida e da porção líquida, resultando em um efluente clarificado. Parte do lodo sedimentado é recirculado, mantendo a elevada concentração de biomassa, configurando a formação da massa ativa de microrganismos que dá nome à tecnologia e garante a eficiência. Outra parte é retirada do sistema, a qual se torna resíduos do processo (METCALF; EDDY, 2014).

Von Sperling (2007) comenta que, graças a recirculação de lodo, a concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no lodo ativado presente no reator biológico é elevada, implicando em baixo tempo de detenção hidráulica (TDH) e, conseqüentemente, menor volume do tanque de aeração. Apesar desse menor TDH, esse tipo de sistema opera com elevada idade de lodo ( $\Theta_c$ ), possibilitando maior permanência dos microrganismos no processo e a alta eficiência do tratamento, já que a biomassa ativa permanece no reator durante o tempo suficiente para metabolizar grande parte da matéria orgânica presente no esgoto.

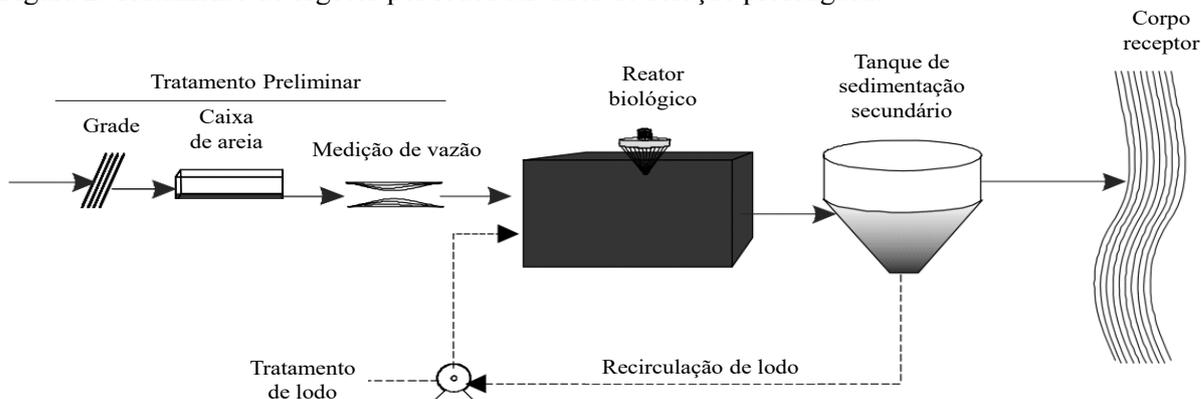
É importante destacar que a tecnologia de lodos ativados possui variações e avanços. Na tecnologia de Lodos Ativados Convencionais (LAC), configuração mais antiga, era necessária a utilização de um decantador primário a montante do reator para a remoção de sólidos em suspensão por gravidade (Figura 1). Com a utilização de lodos ativados de aeração prolongada, esse decantador pôde ser retirado do sistema, devido ao maior TDH e idade de lodo aplicados (Figura 2). Após a retirada dessa etapa, foi possível elevar a eficiência do sistema, reduzir a área da estação de tratamento e evitar a geração de lodo primário (VON SPERLING, 2007).

Figura 1. Tratamento de esgotos por lodos ativados convencional (LA).



Fonte: Von Sperling (2007).

Figura 2. Tratamento de esgotos por lodos ativados de aeração prolongada.

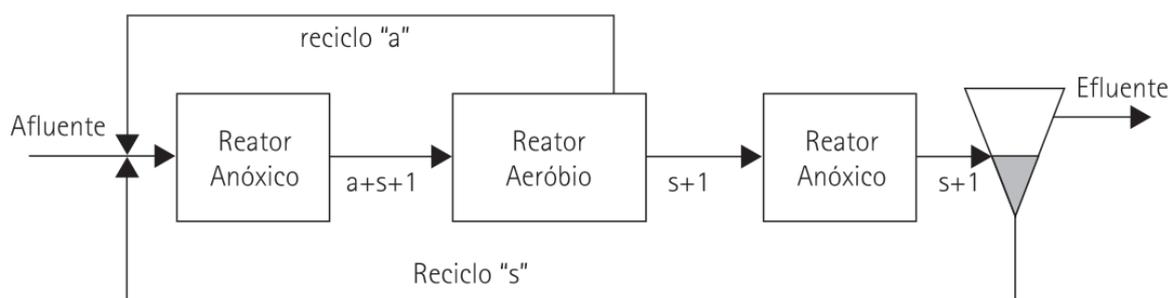


Fonte: Von Sperling (2007).

Além de avanços na conformidade das estações de tratamento, essa tecnologia de tratamento pode ser associada à processos físico-químicos, por exemplo, para melhor eficiência de remoção de nutrientes encontrados com frequência em efluentes domésticos e industriais (VON SPERLING, 2014). Dessa maneira, para que ocorra a remoção do nitrogênio geralmente são utilizados mecanismos biológicos e ambientes que favoreçam os processos de nitrificação e desnitrificação, como por exemplo o sistema *Bardenpho*. Esse sistema é uma variação do

sistema de LAC e são projetados visando a remoção de material orgânico e os macronutrientes, como o nitrogênio (BARNARD, 1973). A Figura 3 é apresentada uma representação gráfica do sistema, que é constituído de no mínimo três reatores em série, dos quais o primeiro e o terceiro são anóxicos e o segundo aeróbio. No primeiro reator ocorre a remoção de grande parte do nitrato presente no efluente e o nitrato é introduzido por meio da recirculação de licor misto nitrificado do segundo reator. Já no terceiro reator, pós-desnitrificação, há a remoção do nitrato restante (MOTA; VON SPERLING, 2009).

Figura 3. Esquema do sistema *Bardenpho* para a remoção de nitrogênio.



Fonte: Mota e Von Sperling (2009).

Destaca-se que este é somente um exemplo de variação dos sistemas de Lodos Ativos. Dependendo do objetivo de tratamento diversas variações podem ser utilizadas para alcançar a eficiência de remoção de poluentes (VON SPERLING, 2005).

Além do nitrogênio, o fósforo também é muito encontrado nos efluentes e se destaca como poluente se encontrado em excesso. O fósforo pode ser removido por processos biológicos e físico-químicos mediante o uso de sais de alumínio ou ferro. De modo geral, são adotados processos físico-químicos devido à flexibilidade do tratamento, podendo este ser facilmente adaptado unidades já existentes, ocorrendo de forma isolada ou conjuntamente com os processos biológicos (MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2008).

A remoção físico química de fósforo dos efluentes sanitários envolve a incorporação do fosfato em partículas (sólidos suspensos) e a sua remoção do meio. Assim, no processo de remoção de fósforo ocorre a precipitação do fosfato por meio da adição de sais de cálcio, ferro ou alumínio. Os sais mais utilizados são o cal ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), o sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ), o aluminato de sódio ( $\text{NaAlO}_2$ ), o cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ), o sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ), o sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4$ ) e o cloreto ferroso ( $\text{FeCl}_2$ ) (GUALBERTO, 2009). A escolha do sal utilizado vai depender da concentração de fósforo no efluente, da concentração de sólidos, da alcalinidade do efluente, do custo do sal, da garantia de fornecimento do produto, das

instalações de armazenamento do lodo gerado na ETE e sua disposição final e da compatibilidade do químico com outros processos de tratamento realizados nas estações de tratamento (METCALF; EDDY, 2014).

### **2.1.2 Biorreatores a Membrana (BRM)**

De modo geral, o BRM opera de forma semelhante ao processo de tratamento por LA, com alteração na fase de sedimentação (GIACOBBO, 2010; JUDD; JUDD, 2011). Apesar das semelhanças entre BRM e LA, a substituição do decantador secundário pelo módulo de membrana possibilita ao BRM vantagens como o menor requerimento de áreas, comparado aos LA e outras tecnologias de tratamento; aumento da qualidade do efluente final, possibilitando melhor clarificação e desinfecção; dentre outras. Além disso, o BRM possibilita maior retenção de biomassa no interior do reator, o que intensifica a ação da microbiota na degradação do material orgânico. Ainda permite a operação com concentração de sólidos elevada e alto tempo de retenção dos mesmos, facilitando o desenvolvimento microbiano de crescimento lento e a melhor qualidade do efluente final, já que as membranas possuem alto poder de retenção de sólidos e bactérias. Ademais, utilizam menores dosagens de produtos químicos para a desinfecção e produzem menores quantidades de resíduos ao final do tratamento (SANTOS; MA; JUDD, 2011; METCALF; EDDY, 2014; JEGATHEESAN et al., 2016; NEOH et al., 2016; LAURINONYTE et al., 2017).

Sendo assim, em um BRM ocorre a união dos processos de degradação microbiana por lodos ativados com o processo de separação das fases líquida e sólida por meio de membranas (JUDD, 2016; LAURINONYTE et al., 2017). O processo de separação por membrana pode ser realizado empregando as unidades de membrana de micro ou ultrafiltração, as quais substituem o decantador secundário. Elas funcionam como uma barreira seletiva, limitando a passagem de certos compostos através da retenção de substâncias em seus poros e superfície. Assim, são separadas duas porções do fluxo de alimentação: a porção retida ou concentrada, que compõe o lodo ao final do tratamento; e a porção de permeado, o efluente tratado (GIACOBBO, 2010; METCALF; EDDY, 2014).

A possibilidade de utilização de membranas com porosidades variadas garante a capacidade de retenção de patógenos e poluentes de tamanhos reduzidos, como metais pesados e bactérias, resultando na alta qualidade do permeado ao final do tratamento. (MULDER, 2003). Ou seja, a seletividade das membranas filtrantes é diretamente relacionada ao tamanho dos

poros da membrana em uso, o que determinará o tipo de partícula retida no processo de filtração (MULDER, 2003). Logo, dependendo da necessidade de filtração, poderão ser utilizadas membranas capazes de realizarem os processos de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa. (METCALF; EDDY, 2014). A tabela 1 apresenta a correlação entre o tipo de filtração, tamanho dos poros, Força motriz da membrana e a aplicação típica.

Tabela 1. Tipos de filtração e suas características.

<b>Tipo de Filtração</b>	<b>Tamanho dos poros (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>Força motriz da membrana</b>	<b>Constituintes retirados</b>
<b>Microfiltração</b>	0,07 – 2,0	Diferença de pressão hidrostática ou vácuo em reator aberto	Sólidos Suspensos Totais; Bactérias; Cistos e oocistos de protozoários e ovos de helmintos.
<b>Ultrafiltração</b>	0,008 – 0,2	Diferença de pressão hidrostática ou vácuo em reator aberto	Comp. orgânicos biodegradáveis; Principais poluentes orgânicos; e todos os anteriores.
<b>Nanofiltração</b>	0,0009 – 0,01	Diferença de pressão hidrostática ou vácuo em vasos fechados	Dureza; Metais pesados; Nitrato; Poluentes orgânicos sintéticos; Sólidos totais dissolvidos; Vírus; e todos os anteriores, exceto Sólidos Suspensos Totais.
<b>Osmose Reversa</b>	0,0001 – 0,002	Diferença de pressão hidrostática ou vácuo em vasos fechados	

Fonte: Metcalf e Eddy (2014).

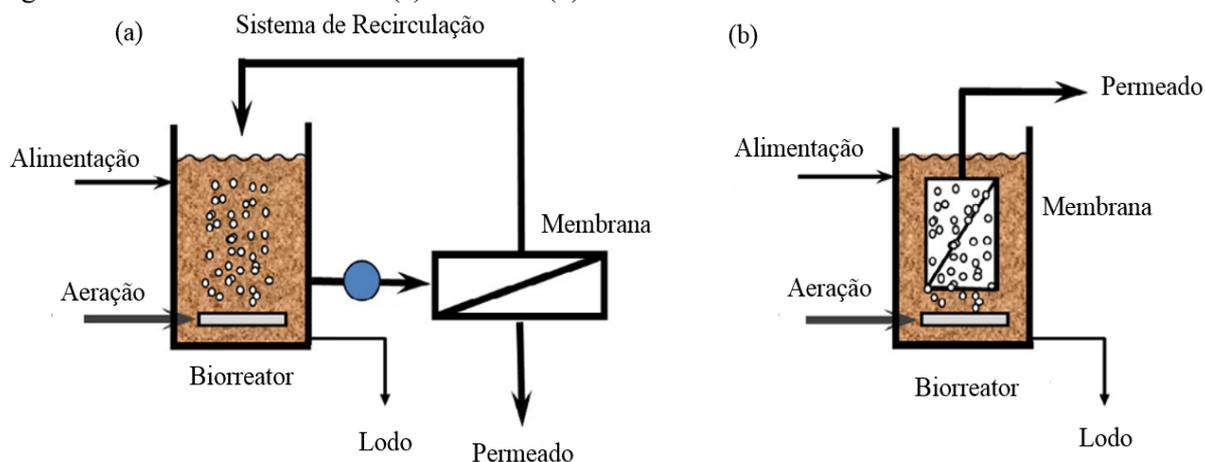
Além de operar com diferentes porosidades, os BRM operam em diferentes conformidades, ou seja, de acordo com o posicionamento das membranas (JUDD, 2014). Como representado pela Figura 4, eles podem ocorrer com o módulo de membrana externo ou submerso no reator.

Quando se trata de módulo externo, o reator opera com fluxo lateral sob pressão e o licor misto é direcionado ao módulo de membrana, acoplado ao reator, onde é requerida uma pressão positiva como a força motriz para o processo de filtração, separando o permeado dos sólidos concentrados, os quais retornam para o reator. Já no caso de reatores com cassetes submersos, as membranas encontram-se imersas no licor misto ou em um tanque aeróbio a parte e o permeado é extraído por meio de filtração a vácuo, gerado no interior das membranas (JUDD, 2016), as quais geralmente são de fibra oca ou membranas planas (METCALF; EDDY, 2014).

As membranas de fibra oca são as mais utilizadas em BRMs, segundo Metcalf e Eddy (2014), medem aproximadamente 2 m de comprimento; 1,9 mm de diâmetro; 0,8 mm de diâmetro interno e 3 mm de distância entre membranas. Nos cassetes constituídos de membrana de fibra oca, geralmente se encontram algumas membranas 10 cm mais longas, que tem a função

de facilitar o movimento durante a aeração, possibilitando a agitação e a diminuição da deposição de sólidos. Já as membranas planas, comumente utilizadas de forma empilhada para minimizar a área requerida, consistem em placas de 1,5 m de largura por 0,55 mm de altura, com espessura de 0,8 mm e espaço entre as placas de 7 a 8 mm.

Figura 4. Módulos de membrana (a) externo e (b) submerso dos biorreatores a membrana.



Fonte: Judd (2014).

Em ambas as configurações é necessário o emprego de mecanismos que promovam a criação de uma tensão de cisalhamento na superfície das membranas, a fim de evitar a formação e acúmulo de incrustação a partir de constituintes da suspensão biológica (BELLI, 2015). Dependendo da conformidade do BRM, deve ser adotado um mecanismo diferente para que a colmatação não ocorra. No caso de BRM com módulo externo, a tensão de cisalhamento pode ser emitida a partir do bombeamento do licor misto em altas velocidades através da membrana, reduzindo a deposição de sólidos e a fixação da biomassa no interior do reator. Já para os BRMs com membranas submersas, geralmente é inserido um sistema de injeção de ar sob as membranas, gerando turbulência dentro do reator e fornecendo o cisalhamento necessário para minimização o acúmulo de incrustações e posterior colmatação (GALLEGUILLOS, 2011).

Logo, para que ocorra o bom funcionamento dos BRM e para que seja evitada a colmatação, sistemas de aeração devem ser utilizados. No entanto, esses sistemas são os maiores responsáveis pelo elevado consumo de energia elétrica pelo tratamento, segundo Arias et al. (2019), os quais aumentam consideravelmente a geração de impactos ambientais das estações de tratamento por BRM.

## 2.2 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica de gestão ambiental que surgiu frente a necessidade de proteção ambiental e mitigação de impactos oriundos da fabricação de produtos, processos ou serviços. Através da análise de entradas e saídas ao longo de todo ciclo de vida, torna-se possível a quantificação e qualificação dos potenciais impactos ambientais associados a atividade em análise (ISO, 2006a).

A avaliação é pautada principalmente nas normas ISO 14.040 e a ISO 14.044, as quais traçam as diretrizes e princípios para a condução da ACV. De um modo geral, a avaliação possibilita a melhor compreensão e visualização de possíveis impactos, a identificação de oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental, a tomada de decisões em indústrias e organizações considerando o viés ambiental, a seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes, além de facilitar a utilização de *marketing* verde (ISO, 2006a, 2006b).

No Brasil, estudos que utilizaram essa ferramenta se tornaram mais popular no início dos anos 2000, quando a série ISO 14.040 foi traduzida pelo Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental da Associação Brasileira de Normas Técnicas (CB38 - ABNT) e pela fundação da Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV). Em seguida, começaram a se formar grupos de pesquisa e as instituições começaram a aplicar a ferramenta, o que contribuiu para o aumento da popularização, da credibilidade e melhor aceitação da técnica (SCACHETTI, 2016).

Na área de tratamento de efluentes, a ACV tem sido aplicada em estudos desde os anos 90. Segundo Corominas et. al, (2013) mais de 40 estudos foram publicados em revistas internacionais, os quais realizam a comparação entre sistemas de tratamento de efluentes, utilizam diferentes limites de sistemas e variados métodos de avaliação de impactos ambientais. Dentre os trabalhos publicados, encontram-se tanto avaliações de tecnologias convencionais como lodos ativados (LAZAROVA et al., 2012; CORNEJO; ZHANG; MIHELICIC, 2016; BERTANZA et al., 2017; GARFÍ; FLORES; FERRER, 2017; KAMBLE et al., 2019), e avaliações de tecnologias avançadas, como é o caso dos BRMs (ORTIZ et al., 2007; LAZAROVA et al., 2012; IOANNOU-TTOFA et al., 2016; BERTANZA et al., 2017; CHEN et al., 2018; ARIAS et al., 2019; KAMBLE et al., 2019).

De modo geral, a realização de uma ACV consome muito tempo e recursos financeiros, principalmente na fase de coleta de dados do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) e de interpretação dos resultados ao final da avaliação (KALAKUL et al., 2014). Isso ocorre por conta da grande quantidade de dados que precisam ser consideradas, armazenadas e processadas

em ACV. A fim de facilitar a realização de estudos e assegurar a correta análise dos dados, instituições e companhias trabalham no desenvolvimento de programas computacionais especializados na ACV (EEA, 1997).

Em estudo realizado por Ormazabal, Jaca e Puga-Leal (2014), mais de 20 softwares foram encontrados para a utilização como ferramenta na realização de ACV, dentre os mais populares estão SimaPro, GaBi, Umberto, Earthster 2 Turbo e OpenLCA, já que estes oferecem uma variedade de características e ferramentas. Dentre estes, o OpenLCA ganhou destaque por se tratar de um software de código aberto e de livre acesso para fins acadêmicos. Além de ser de fácil utilização e permitir ao usuário calcular todos os estágios de uma ACV, ele ainda possibilita ao usuário a utilização de diversos bancos de dados.

Os softwares auxiliam a realização e análise da ACV, no entanto é de grande importância o cumprimento das fases estabelecidas pelas ISO 14.040:2006 e ISO 14.044:2006, as quais serão descritas detalhadamente nos tópicos a seguir.

### **2.2.1 1ª Fase: Definição do objetivo e escopo da ACV**

Na primeira fase de uma ACV deverá ser definido claramente o objetivo que irá nortear a avaliação e o escopo que delimitará a análise, sendo estes consistentes à aplicação para os sistemas em análise.

Para a definição do objetivo, deve ser levado em consideração a declaração não ambígua da aplicação pretendida para o estudo, das razões para a realização do estudo, o público-alvo e a intenção de utilização dos resultados da ACV em afirmações comparativas a serem divulgadas publicamente (ISO, 2006a).

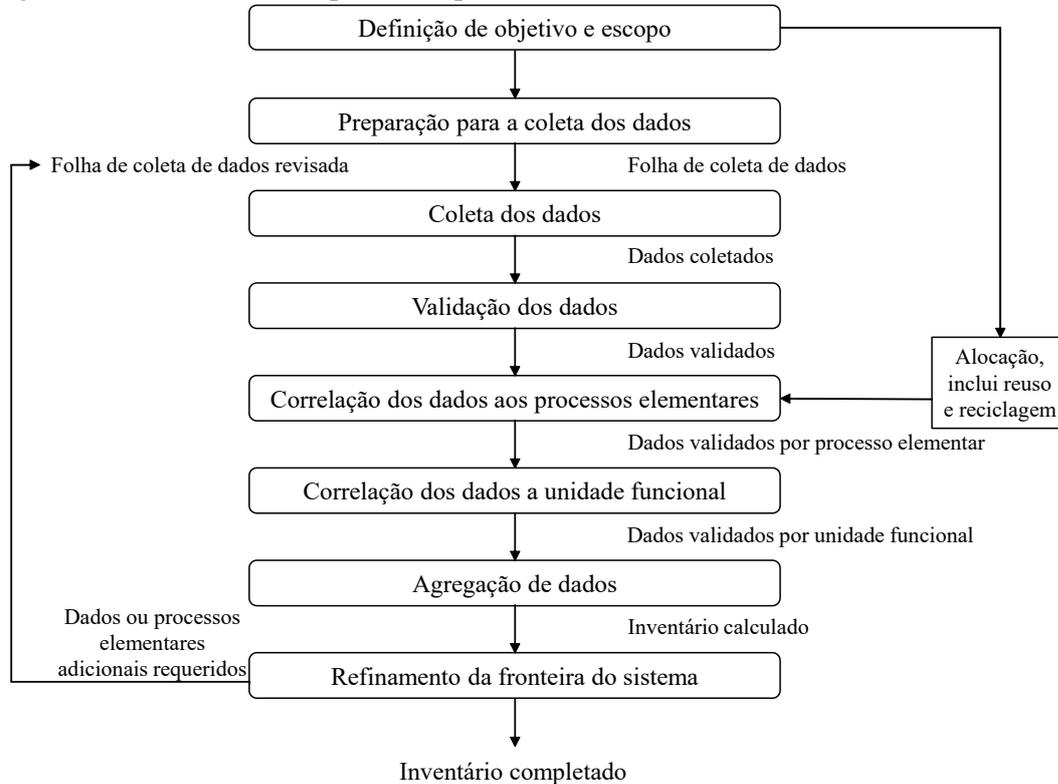
Além da apresentação do objetivo, nessa fase também deve ser delimitado o escopo da avaliação, sempre levando em conta a abrangência do estudo, a qual deverá considerar o sistema que estará em análise, as funções, a unidade funcional, as fronteiras do sistema, os fluxos de referência, bem como todos os procedimentos e informações necessários para a garantia da qualidade da avaliação (ISO, 2006b).

### **2.2.2 2ª Fase: Análise do Inventário do Ciclo de Vida**

A segunda fase é a análise do inventário de ciclo de vida, que visa a quantificação das variáveis, como matéria prima, transporte, emissões atmosféricas, efluentes, entre outros fluxos

envolvidos no ciclo de vida do produto, processo ou sistema. A Figura 5 apresenta os passos que devem ser seguidos, segundo a norma, para a realização dessa etapa.

Figura 5. Procedimentos simplificados para a análise de inventário de ciclo de vida.



Fonte: ISO (2006a).

Nessa fase da avaliação é importante que seja verificada a necessidade de procedimentos de alocação, os quais consistem na divisão adequada dos fatores de impacto do processo entre o produto principal que está sendo analisado e os subprodutos gerados pelo sistema, além de subprodutos reutilizados ou reciclados no mesmo sistema.

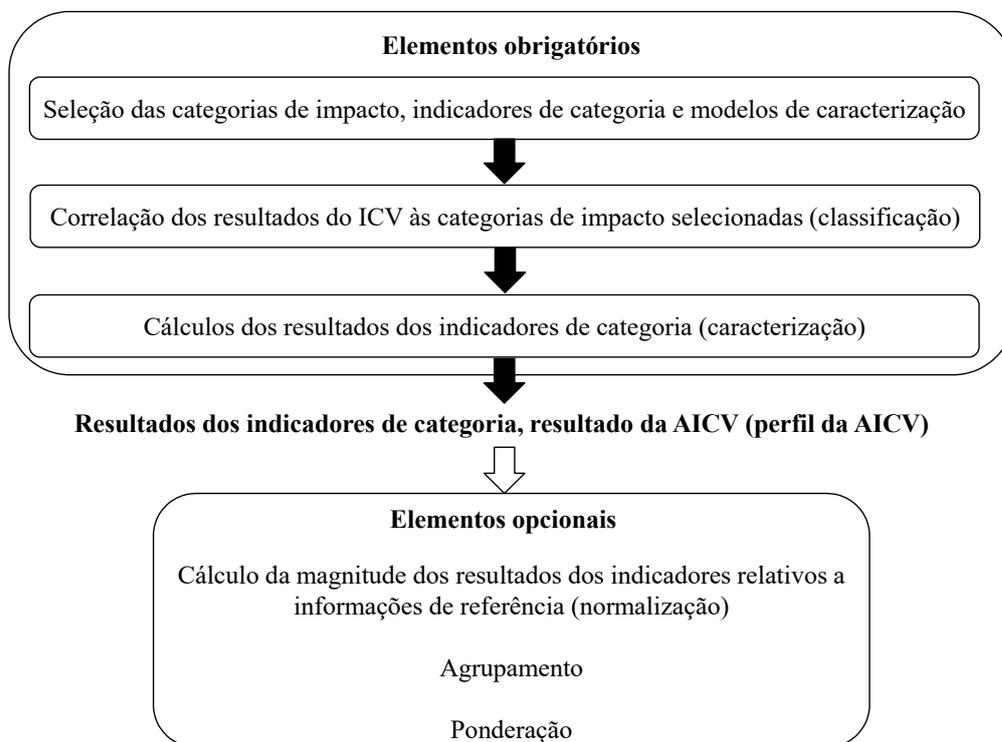
### 2.2.3 3ª Fase: Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV)

A terceira fase de uma ACV corresponde a fase de AICV, tem como principal objetivo o estudo da magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais, envolvendo as associações dos dados obtidos no inventário de ciclo de vida com as categorias de impacto específicas e indicadores de categoria. Logo, essa etapa abrange a identificação, caracterização e avaliação quantitativa e qualitativa dos impactos potenciais gerados por cada item contabilizado no inventário. Nessa fase serão escolhidos os impactos avaliados e o método de

AICV a ser utilizado, objetivando a coleta de resultados dos indicadores para as categorias de impacto em análise, que em conjunto representarão o perfil da AICV do sistema de produto.

A ISO 14044 (2006b) estabelece alguns elementos obrigatórios ou etapas obrigatórias que direcionam a AICV, demonstradas na Figura 6, além de estabelecer elementos ou etapas opcionais, as quais correspondem as etapas de normalização, agrupamento, ponderação e análise adicional da qualidade dos dados.

Figura 6. Elementos da fase de AICV.



Fonte: ISO (2006a).

Ao final da fase de AICV, para garantir que a significância, incerteza e sensibilidade dos resultados sejam melhores compreendidas, poderão ser utilizadas técnicas e informações adicionais para a análise da qualidade dos dados, sendo eles: análise de contribuição, análise de incerteza e análise de sensibilidade. É importante ressaltar que, por conta da natureza iterativa da ACV, o resultado dessas análises de qualidade dos dados do AICV podem conduzir a uma revisão da fase de ICV (ISO, 2006b).

### 2.2.3.1 Métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida

Os métodos de AICV são utilizados para o cálculo do potencial impacto relacionado a um determinado processo em análise, através da conexão dos resultados do ICV ao potencial impacto ambiental correspondente por meio de fatores de caracterização (ISO, 2006b; HUMBERT et al., 2012). Através desses métodos é realizada a modelagem dos efeitos dos aspectos ambientais no objeto de estudo, o qual irá sugerir quais as categorias de impactos são afetadas pelo processo e a quantificação desses efeitos.

Humbert et al., (2012) citam duas vertentes referentes as metodologias de realização da AICV, sendo elas as metodologias clássicas e as metodologias orientadas ao dano. As metodologias clássicas, como a CML (Centrum voor Milieukunde - Center for Environmental Science, que em português significa Centro de Ciências Ambientais) e EDIP (*Environmental Development of Industrial Product* que significa Desenvolvimento Ambiental de Produtos Industriais) restringem a modelagem quantitativa aos estágios iniciais da cadeia de causa-efeito, classificam e caracterizam os resultados do ICV em categorias intermediárias (*midpoint*) de impacto. Esse tipo de metodologia se preocupa com a redução de incertezas. Já as metodologias orientadas ao dano, como os métodos EPS (Environmental Priority Strategies, em português Estratégias Prioritárias Ambientais) e Eco-indicator 99, buscam modelar a cadeia causa-efeito nos pontos finais (*endpoint*) de categoria e são geralmente voltadas aos danos causados ao meio ambiente, as espécies e recursos. Entretanto, esse tipo de método possui maior grau de incerteza.

Na escolha do método mais adequado ao escopo da ACV, deve-se considerar: o local de origem do método, o nível de avaliação do impacto, as categorias de impacto e a abrangência da aplicação.

O local de origem do método indica o país e/ou instituição onde o método foi criado. O nível de avaliação do impacto pode ser determinado como *Midpoint*, *Endpoint* e Combinado.

O nível *Midpoint*, ou intermediário, utiliza indicadores localizados ao longo do mecanismo ambiental (ISO, 2006b), antes de chegar ao final da categoria de impacto, podendo então refletir a importância relativa de uma emissão ou extração em um ICV (BARE et al., 2000).

O nível *Endpoint*, ou final, utiliza indicadores que consideram todo o mecanismo ambiental até o seu ponto final, referindo-se ao dano específico relacionando-o a uma área mais ampla de proteção (EUROPEAN UNION, 2011), mais utilizados para a avaliação de impactos

na saúde, danos aos recursos e ao ecossistema resultante das alterações climáticas ou destruição da camada de ozônio, por exemplo (BARE et al., 2000).

O nível Combinado considera as vantagens das duas abordagens (*midpoint* e *endpoint*), ou seja, considera os indicadores tanto de nível intermediário, como finais. As categorias de impactos também devem ser consideradas de acordo com o escopo da ACV.

Além destes, é importante checar a abrangência do escopo regional de aplicação do método, a qual pode ser classificada como Global, Continental ou Nacional (MENDES; BUENO; OMETTO, 2016).

Muitos métodos já foram desenvolvidos ao redor do mundo e estão disponíveis para a utilização, dentre eles, Eco-indicador 99 (Holanda), CML (Holanda), ReCiPe 2008 (Holanda), EPS 2000 (Suécia), EDIP 2003 (Dinamarca), IMPACT 2002+ (Suíça), BEES (EUA), LIME (Japão), etc. Segundo Corominas et al., (2013), os métodos mais utilizados para analisar sistemas de tratamento de efluentes são CML, ReCiPe 2008 e Eco-indicator 99. Entretanto, o ReCiPe 2008 é um método que vem ganhando destaque e tem grande potencial a ser amplamente utilizado na área (TOURINHO, 2014), o qual foi escolhido para ser utilizado nesta pesquisa e será abordado a seguir.

- ReCiPe 2008

O ReCiPe 2008 é um método de continuação dos métodos Eco-indicator 99 e CML 2002 e é caracterizado por integrar e harmonizar as abordagens *midpoint* e *endpoint* de forma mais consistente (JOINT RESEARCH CENTRE, 2010). O método compreende os dois grupos de categoria de impactos (*midpoint* e *endpoint*). No primeiro grupo, dezoito categorias podem descrever o mecanismo ambiental a nível intermediário, sendo elas:

1. Mudanças Climáticas (MC);
2. Redução da Camada de Ozônio (RCO);
3. Acidificação Terrestre (AT);
4. Eutrofização na Água Doce (EAD);
5. Eutrofização Marinha (EM);
6. Toxicidade Humana (TH);
7. Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF);
8. Formação de Material Particulado (FMP);
9. Ecotoxicidade Terrestre (ETT);
10. Ecotoxicidade da Água Doce (ETAD);
11. Ecotoxicidade Marinha (ETM);

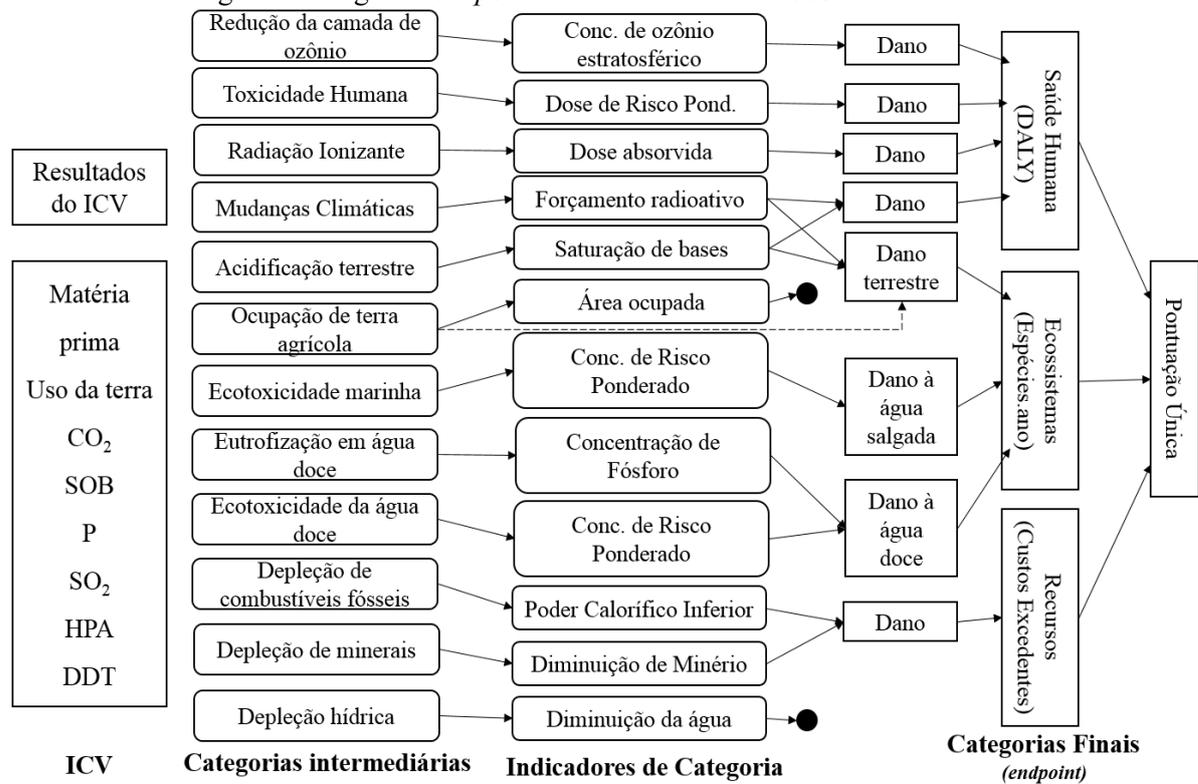
12. Radiação Ionizante (RI);
13. Ocupação de Terra Agrícola (OTA);
14. Ocupação de Solo Urbano (OSU);
15. Transformação de Área Natural (TAN);
16. Depleção Hídrica (DH);
17. Depleção de Recursos Minerais (DRM); e
18. Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF).

Enquanto que o segundo grupo é composto pelas categorias de impacto *endpoint*. Nesse grupo, as categorias a nível intermediário são convertidas e agregadas às três categorias de impactos finais, sendo elas:

1. Danos à saúde humana (SH);
2. Danos à diversidade do ecossistema (DE); e
3. Danos à disponibilidade de recursos (DR).

A Figura 7 esboça a relação entre os parâmetros de ICV, categorias intermediárias (*midpoint*), indicadores de categoria e categorias finais (*endpoint*). Ressalta-se que as categorias de impacto intermediárias possuem menor incerteza já que estão mais próximas dos resultados do ICV, enquanto que as finais carregam consigo uma incerteza significativa apesar de facilitarem o entendimento e a interpretação dos resultados finais (GOEDKOOOP et al., 2013; TOURINHO, 2014).

Figura 7. Esboço da relação entre os parâmetros de ICV, categorias *midpoint* (intermediárias), indicadores de categoria e categorias *endpoint* no método ReCiPe 2008.



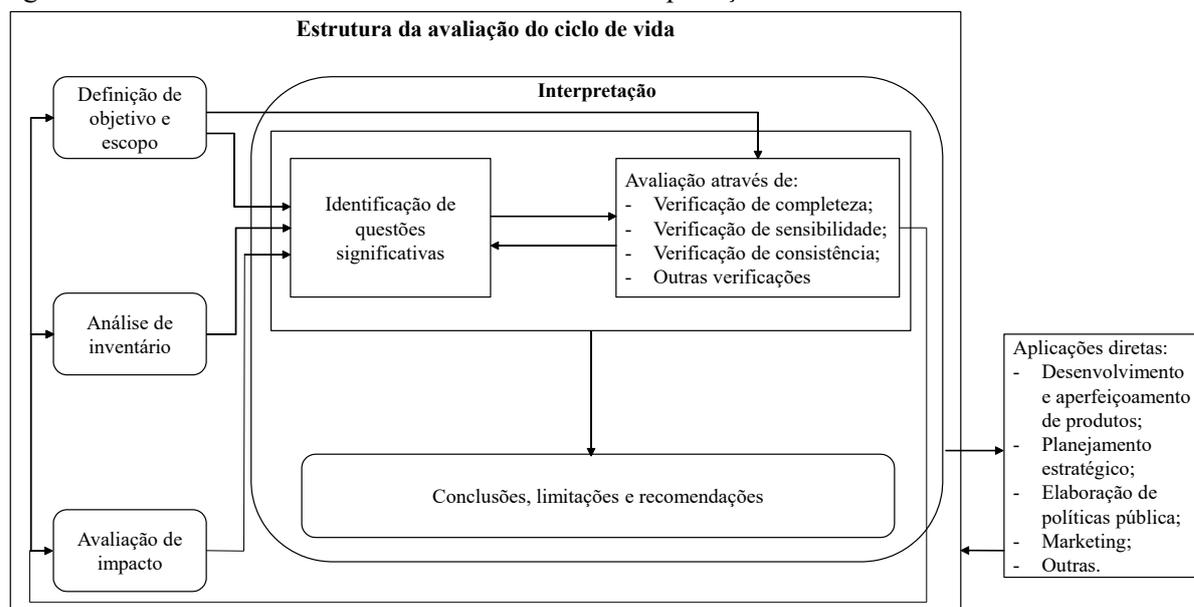
Fonte: Goedkoop et al., (2013).

#### 2.2.4 4ª Fase: Interpretação dos Resultados

Na fase de interpretação dos resultados obtidos no ICV e AICV os dados serão combinados de forma consistente com o objetivo e escopo definidos a fim de gerar conclusões e recomendações. Segundo a norma, essa fase busca identificar as questões significativas com base nos resultados das fases anteriores, avaliar o estudo e tirar conclusões, recomendações e verificar limitações.

Para que essa análise resulte em constatações coerentes, ela deverá ser entendida como um processo iterativo de análise crítica e revisão do escopo da ACV, levando em conta a natureza e a qualidade dos dados coletados (ISO, 2006b). Dada a natureza iterativa da análise, a Figura 8 apresenta o relacionamento da fase de interpretação com as outras fases da ACV.

Figura 8. Relacionamento dos elementos da fase de interpretação com as outras fases da ACV.



Fonte: ISO (2006b).

Segundo a NBR ISO 14.044 (ISO, 2006b), essa fase deverá ser composta de uma etapa de identificação de questões significativas com base nos resultados das fases antecedentes; seguida de uma avaliação do estudo, considerando verificações de completudeza, sensibilidade e consistência; para então, gerar conclusões, limitações e recomendações.

Na etapa de avaliação do estudo, a intenção será estabelecer e aumentar o grau de certeza e confiabilidade dos resultados obtidos. Essa avaliação deverá ser sempre efetuada em conformidade com o objetivo e escopo do estudo em questão. Para a realização dessa etapa, serão utilizadas três técnicas: verificação de completudeza, verificação de sensibilidade e verificação de consistência (ISO, 2006b).

Já na etapa de conclusões, limitações e recomendações, como o próprio nome determina, serão geradas as conclusões de acordo com os resultados obtidos e serão identificadas as limitações, possibilitando a elaboração das recomendações ao público-alvo. Os resultados e conclusões de uma ACV deverão ser reportados de forma completa, precisa e imparcial ao público-alvo. Da mesma forma, os resultados, dados, métodos, pressupostos e limitações deverão ser expostos de maneira transparente com nível de detalhamento capaz de possibilitar ao leitor o entendimento das complexidades e compromissos inerentes à ACV (ISO, 2006a; SCACHETTI, 2016).

### 2.3 ACV NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

Como dito anteriormente, a ACV é comumente utilizada para a avaliação dos impactos ambientais de produtos, processos e serviços, considerando todos os dados de entrada e saída envolvidos no ciclo de vida (ISO, 2006b). Logo, se trata de uma importante ferramenta que já vem sendo utilizada para a avaliação de estações de tratamento de efluentes, visto que possibilita uma melhor tomada de decisões considerando uma série de variáveis facilitando a busca por processos mais sustentáveis (LARSEN et al., 2009).

De acordo com Friedrich, Buckley e Pillay (2007), o crescimento do número de estudos publicados na área sanitária foi observado nos anos 1990 e 2000. Emmerson et al. (1995) publicaram o primeiro estudo utilizando a ACV para avaliar um pequeno sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados Convencional, no qual uma das principais conclusões relatada foi quanto ao uso de energia, caracterizado como um contribuinte importante para a geração de impacto ambiental associado às estações de tratamento em pequena escala.

Em seguida, em 1998 na Suécia, Tillman et al. (1998) investigaram dois sistemas de tratamento de pequeno e médio porte. No artigo os autores criaram diferentes cenários para a melhoria e otimização dos processos de tratamento dos efluentes. Já Zhang e Wilson (2000) realizaram a ACV para uma estação de grande porte e confirmaram os resultados apresentados pelos pioneiros Emmerson et al. (1995), apontando a energia como principal contribuinte para os impactos ambientais relacionados ao tratamento de efluentes, além disso apontaram que ETEs de grande porte são mais eficientes em termos energéticos em comparação com sistemas de menor escala. A comparação entre os estudos foi possível visto que ambos utilizaram a tecnologia de Lodos Ativados.

Desde então muitos artigos foram publicados em periódicos internacionais utilizando uma variedade de banco de dados, diferentes fronteiras e diversos métodos de avaliação de impactos na interpretação dos resultados. Friedrich et al. (2007) publicaram um artigo com a revisão de 20 estudos sobre ACV na área sanitária, onde novamente é destacada a eletricidade como principal fonte de impactos gerados na maioria dos artigos analisados. Os autores também destacam a necessidade de observação das condições locais nesta avaliação, para que a mesma se torne mais relevante.

Em um trabalho semelhante, Corominas et al. (2013) apresentaram uma gama de artigos em sua revisão sobre o tema, englobando artigos publicados desde 1995. Foram analisados 45 estudos realizados, majoritariamente, em sistemas de tratamento convencionais. As tecnologias

não convencionais, ou seja, não baseadas em sistemas de lodos ativados e tanque de sedimentação, começaram a ser avaliadas e comparadas às convencionais. Foley et al. (2010b), por exemplo, realizaram a ACV com células de combustíveis microbianos e eletrólise, Muñoz et al. (2005) utilizaram processos oxidativos avançados e Tangsubkul et al. (2006), Vlasopoulos et al. (2006), Ortiz et al. (2007), Høiby et al. (2008); Wenzel et al. (2008), Foley et al. (2010a), Hospido et al. (2012), Remy e Jekel (2012) compararam os tratamentos convencionais com Biorreatores a Membrana.

No geral, as tecnologias não convencionais apresentaram benefícios significativos com o seu uso comparadas as tecnologias convencionais (COROMINAS et al., 2013). Entretanto, no caso dos BRM o uso de eletricidade sempre foi pontuado como fator de atenção e que justifica a necessidade de processos de otimização para melhor performance ambiental.

Em seguida, Zang et al. (2015) realizou a revisão de 53 artigos que relacionaram a ACV com a área sanitária, os quais focaram na comparação entre tecnologias de tratamento e a otimização desses processos. Os autores destacaram que os resultados obtidos nos artigos variam de acordo com o design do sistema, o processo em análise, a escala, a qualidade do efluente e outros fatores relacionados ao local onde se encontra o sistema. Destacam ainda que apesar da ACV ser uma ferramenta rápida e eficiente na análise de ETEs, ainda há espaço para a busca por resultados mais precisos, considerando a realidade em que a estação está inserida.

Essa dificuldade de adequação dos bancos de dados e metodologias de AICV também foi discutida por Gallego-Schmid e Tarpani (2019). Por meio da análise das revisões anteriormente publicadas e novos artigos publicados em periódicos internacionais, observaram a falta de estudos realizados em países em desenvolvimento, como o Brasil. Foi destacado pelos autores a necessidade de otimização dos sistemas de tratamento de efluentes, principalmente devido à falta de planejamento e infraestrutura encontrada em países em desenvolvimento. Além disso, foi apontado que para facilitar a interpretação dos impactos diretos e indiretos ao meio ambiente é importante a definição da Unidade Funcional (UF) coerente com o objetivo proposto, o desenvolvimento de bancos de dados nacionais e regionais do ciclo de vida e a inclusão das fases de construção e desativação de ETEs nos estudos facilitariam a interpretação dos efeitos causados direta e indiretamente no meio ambiente.

## 2.4 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA

Sabe-se que o principal objetivo do tratamento de efluentes é alcançar determinados padrões de qualidade para que os efluentes sejam lançados em rios ou até mesmo reutilizados. Os padrões de qualidade, segundo Jordão e Pessoa (2011), constituem valores de referência para determinado parâmetro, o qual não deverá ser excedido em determinado intervalo de tempo.

Dentre tantas formas de analisar sistemas de tratamento, levando em consideração esses padrões pré-determinados, é possível a avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento no alcance desses valores.

No Brasil, os principais textos legais, de natureza federal, que indicam os padrões para os parâmetros de qualidade são encontrados nas Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011, as quais definem os padrões a serem mantidos nos corpos d'água e padrões e lançamento de efluentes; na CONAMA 274/2000 que determina os padrões de balneabilidade em corpos d'água (BRASIL, 2000, 2005, 2011).

Dentre os parâmetros estabelecidos encontram-se:

- a) Cor e Turbidez;
- b) Absorbância e Transmitância;
- c) Temperatura;
- d) pH, Acidez, Alcalinidade;
- e) Cloretos;
- f) Sulfatos e Sulfetos;
- g) Nitrogênio e Fósforo;
- h) OD (Oxigênio Dissolvido), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio);
- i) Óleos e graxas, e Surfactantes;
- j) Sólidos;
- k) Microorganismos;
- l) Substâncias Tóxicas.

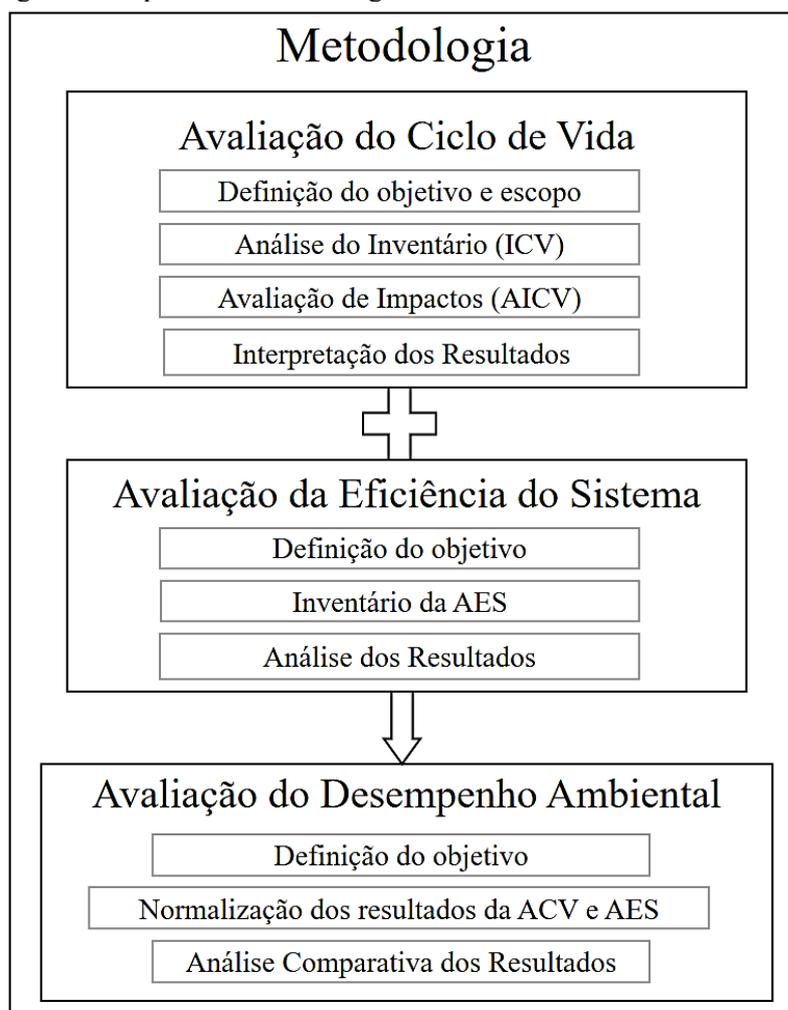
Dos quais, segundo Von Sperling (2014) os principais a serem considerados na avaliação da qualidade são os indicadores de material orgânico (OD, DBO, DQO e COT), nitrogênio, fósforo, sólidos e indicadores de contaminação fecal.

A matéria orgânica é importante ser controlada visto que é a causa principal de poluição das águas, dado o consumo de oxigênio dissolvido pelos microorganismos. Bem como nitrogênio e fósforo, que são capazes de descontrolar o crescimento de algas e microorganismos. Já os sólidos devem ser analisados cuidadosamente, visto que a maioria dos contaminantes contribuem para a carga de sólidos, sejam eles em suspensão ou dissolvidos. E os indicadores de contaminação fecal, os quais detectam os agentes patogênicos como bactérias, protozoários e vírus capazes de veicular diversas doenças aos seres humanos e animais (JORDÃO; PESSOA, 2011).

### 3 METODOLOGIA

A Figura 9 demonstra de forma simplificada a metodologia adotada para o desenvolvimento da análise do desempenho ambiental das tecnologias de tratamento de efluentes dessa pesquisa. Primeiramente, foi realizada a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), seguindo as etapas descritas nas normas ISO 14.040 e ISO 14.044. Em seguida, foi realizada a Avaliação da Eficiência dos Sistemas (AES), na qual foram considerados os dados de eficiência de remoção de parâmetros como DBO, DQO, Nt, Pt e SST do efluente tratado. Por fim, foi realizada a Análise de Desempenho Ambiental dos Sistemas (ADAS), onde os dados obtidos nas avaliações anteriores foram normalizados e analisados de forma conjunta.

Figura 9. Esquema da metodologia adotada neste trabalho.



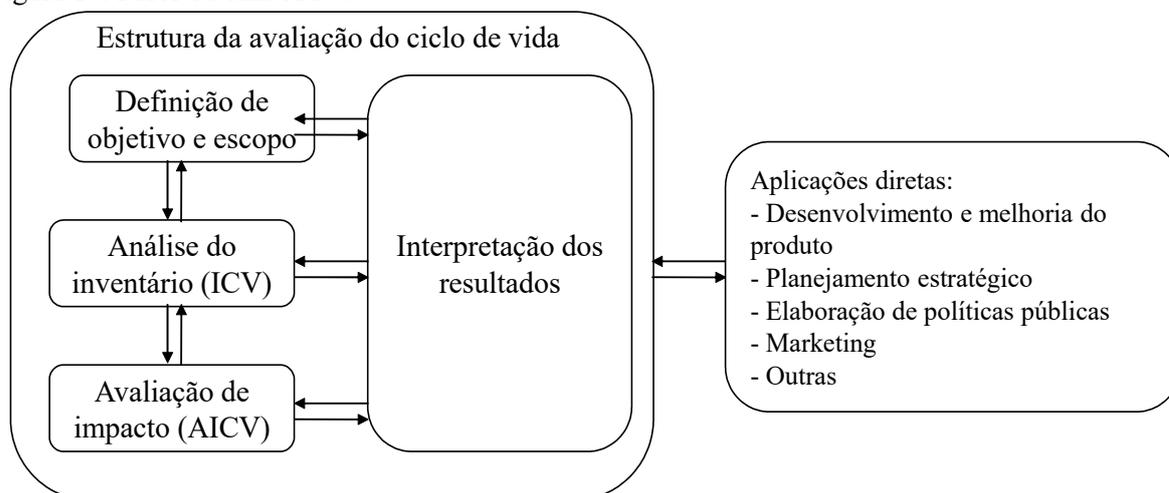
Fonte: Autor.

### 3.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A primeira avaliação realizada nesse estudo foi a ACV, a qual foi pautada nas normas ISO 14040:2006 e a ISO 14044:2006, como já citado anteriormente, focando nos aspectos ambientais e potenciais impactos ambientais ao longo do ciclo de vida dos sistemas de tratamento de efluentes em análise.

Para que a avaliação fosse realizada de forma adequada, foram seguidas as fases que compõe a ACV, sendo elas: (i) fase de definição de objetivo e escopo, (ii) fase de análise de inventário de ciclo de vida, (iii) fase de avaliação de impactos ambientais, e (iv) fase de interpretação dos resultados, como demonstradas na Figura 10 e descritas nos tópicos a seguir.

Figura 10. Fases de uma ACV.



Fonte: Adaptada de ISO (2006a).

#### 3.1.1 Definição do objetivo e escopo do estudo

O objetivo do estudo foi estimar e comparar os impactos ambientais do ciclo de vida de duas tecnologias de tratamento, os Lodos Ativados e os Biorreatores a Membrana para o tratamento de efluentes.

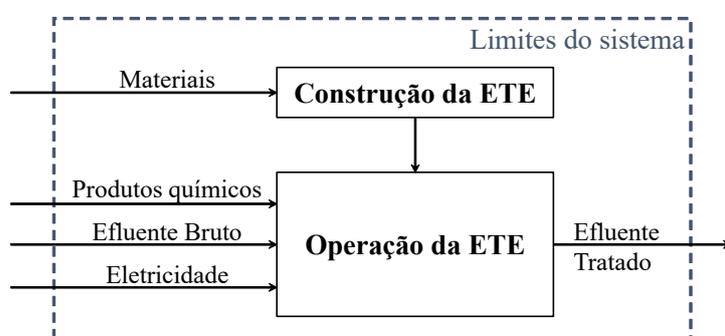
O escopo abrange as fases de construção e operação das estações de tratamento que operam com as tecnologias de tratamento em análise, não considerando fases subsequentes como desinfecção, tratamento de lodo e desativação das ETEs.

Os sistemas e seus limites estão descritos de forma generalizada na Figura 11. A abordagem utilizada no estudo foi a do “berço ao portão” (*cradle-to-gate*), já que foram

analisados os potenciais impactos ambientais gerados desde a construção da estação e entrada do efluente doméstico, tratamento até a saída do efluente tratado (EEA, 1997). Não foram consideradas as emissões geradas diretamente pelas estações de tratamento, somente as indiretas geradas pelo uso de material de construção, produtos químicos e eletricidade.

Os limites do sistema compreendem os fluxos de entradas e saídas de materiais e recursos energéticos necessários para as fases de construção e operação das ETEs e tratamento durante o tempo de vida útil de 50 anos.

Figura 11. Limites do sistema e as etapas de tratamento consideradas no estudo.



ETE: Estação de Tratamento de Efluente

Fonte: Autor.

A unidade funcional definida foi de 1.000 m<sup>3</sup> de efluente tratado, visto que se trata de uma unidade funcional baseada no volume de efluentes a serem tratados e é a mais encontrada em estudos, de acordo com Corominas et al. (2013).

### 3.1.2 Análise do Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

Para a criação do Inventário de Ciclo de Vida, foram extraídos dados da literatura e também foram gerados dados por meio de estimativas. Os tópicos a seguir fornecem uma breve descrição dos sistemas de tratamento tomados como base, seguidos por uma visão geral das estimativas de alguns parâmetros operacionais.

#### 3.1.2.1 Visão geral das tecnologias de tratamento

Os principais parâmetros a serem considerados na criação do inventário de ciclo de vida das tecnologias de tratamento de efluentes foram: quantidade de material utilizada na

construção das estações de tratamento, quantidade de produtos químicos utilizados durante a operação das estações de tratamento e o consumo de energia elétrica gasto no processo, os quais compõem os fluxos de entrada das fases de construção e operação dos sistemas, determinados anteriormente como os limites do sistema.

É importante destacar que, as plantas selecionadas na literatura e que foram tomadas como base na criação do ICV não se diferenciam apenas quanto a tecnologia de tratamento empregada, mas também quanto a capacidade de tratamento de efluentes, como é resumido na Tabela 2 e nos itens *a* e *b* listados abaixo.

Tabela 2. Resumo das principais características das estações de tratamento utilizadas na construção do ICV.

Unidade	Tecnologia	País	Volume tratado/dia m <sup>3</sup> /dia	Porte da ETE m <sup>3</sup> /dia	Identificação
<b>Garfi, Flores e Ferrer (2017)</b>	LA	Espanha	292,50	<500 m <sup>3</sup> : Pequeno	PEQ - LA
<b>Arias et al. (2019)</b>	BRM	Turquia	264,00		PEQ - BRM
<b>Kamble et al. (2019)</b>	LA	Índia	1.000,00	>500;<10.000 m <sup>3</sup> : Médio	MED - LA 1
<b>Kamble et al. (2019)</b>	BRM	Índia	800,00		MED - BRM 1
<b>Lazarova et al. (2012)</b>	LA	França	5.260,27		MED - LA 2
<b>Lazarova et al. (2012)</b>	BRM	França	5.260,27	>10.000 m <sup>3</sup> : Grande	MED - BRM 2
<b>Bertanza et al. (2017)</b>	LA	Itália	27.000,00		GRD - LA 1
<b>Bertanza et al. (2017)</b>	BRM	Itália	27.000,00		GRD - BRM 1
<b>Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016)</b>	LA	USA	38.872,00		GRD - LA2
<b>Chen et al. (2018)</b>	BRM	China	60.000,00		GRD - BRM 2

PEQ: Pequeno; MED: Médio; GRD: Grande.

Fonte: Autor.

#### a. Lodos Ativados

Sistemas de tratamento por Lodos Ativados são muito utilizados e estudados. Se trata de um sistema convencional que remove compostos orgânicos e nutrientes por meio de tratamento biológico (VON SPERLING, 2005).

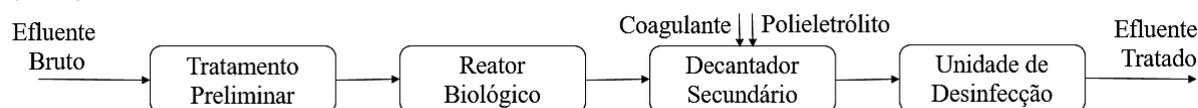
Assim, foram selecionados trabalhos que realizaram a ACV em sistemas de Lodos Ativados, listados abaixo.

1. *“Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds”*, dos autores Garfi, Flores e Ferrer (2017)

Os autores realizam a ACV de três alternativas de tratamento de efluentes para pequenas comunidades localizadas na Espanha, sendo elas Lodos Ativados, *Wetlands* Construídos e Lagoa de Alta Taxa de Produção de Algas. Seguindo o foco desta pesquisa, foram utilizados os dados disponibilizados da tecnologia de Lodos Ativados das fases de construção e operação da estação.

A unidade funcional estabelecida pelos autores foi de  $1\text{m}^3$  de efluente tratado considerando as fases de construção e operação das estações de tratamento de efluentes e com vida útil de 20 anos. O sistema de tratamento utilizado pelos autores segue as etapas apresentadas na Figura 12, e aparentemente se trata de um sistema de Lodos Ativados com Aeração Prolongada, visto que se nota a ausência do decantador primário. Além disso, os autores utilizam um coagulante químico no tratamento para intensificar o potencial de remoção de nutrientes e um polieletrólito provavelmente para auxiliar no processo de sedimentação.

Figura 12. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Garfí, Flores e Ferrer (2017).



Fonte: Adaptado de Garfí, Flores e Ferrer (2017).

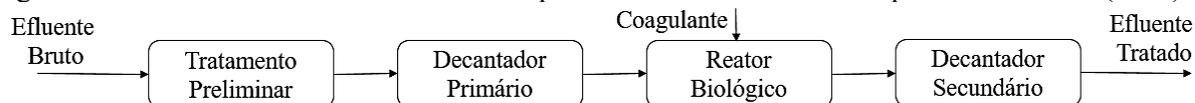
## 2. “Environmental and economic performance evaluation of municipal wastewater treatment plants in India: a life cycle approach” (KAMBLE et al., 2019)

Os autores realizaram a avaliação dos impactos ambientais gerados por seis tecnologias de tratamento de efluentes, sendo elas: reator de batelada sequencial (RBS), biorreator de membrana (BRM), biorreator a membrana de leito móvel com biofilme (BRM-LM), processo de lodo ativado convencional (LAC), biorremediação do solo (BRS) e lagoas aeradas (LA). Além disso, foi também realizada uma avaliação de custos das seis tecnologias.

A metodologia de ACV descrita na ISSO 14.040 foi seguida pelo artigo. A unidade funcional definida foi de  $1\text{m}^3$  de efluente tratado e os limites do sistema englobam somente a fase de operação da estação de tratamento, o que significa que serão utilizados os dados referentes a operação da ETE disponibilizados pelos autores e estimativas dos parâmetros da fase de construção, descritas no tópico 3.1.2.2.

A Figura 13 apresenta o esboço do sistema convencional de Lodos Ativados que foi analisado pelos autores que utilizou um coagulante para auxiliar na remoção de nutrientes por meio dos processos de coagulação/floculação no reator biológico.

Figura 13. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Kamble et al. (2019).



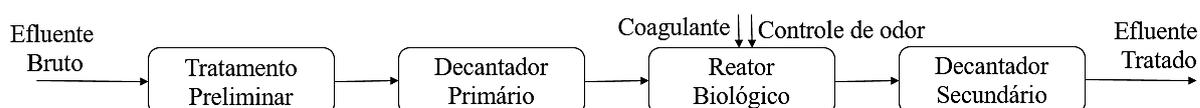
Fonte: Adaptado de Kamble et al. (2019).

3. *“The role of MBR technology for the improvement of environmental footprint of wastewater treatment”* dos autores Lazarova et al. (2012)

Lazarova e colaboradores instigam a discussão quanto aos indicadores ambientais utilizados na Avaliação de Ciclo de Vida e propõem alguns indicadores globais adicionais para uma melhor avaliação da pegada ecológica dos BRMs, considerando a sua contribuição para o desenvolvimento da reutilização de água.

Ao longo de seu artigo, realizam a ACV de uma estação de tratamento operando com a tecnologia de Lodos Ativados e uma estação operando com Biorreator a Membrana. Os autores definem como unidade funcional o tratamento anual de 1,92 milhões de m<sup>3</sup> de efluentes na ETE, com tempo de vida útil de 30 anos e disponibilizam dados referentes a etapa de construção e operação da estação de LA. Na Figura 14, é apresentado o sistema de tratamento por lodos ativados convencional avaliado pelos autores, com a adição de coagulantes que facilitam o tratamento e químicos para o controle de odores.

Figura 14. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Lazarova et al. (2012).



Fonte: Adaptado de Lazarova et al. (2012).

4. *“A comparison between two full-scale MBR and CAS municipal wastewater treatment plants: techno-economic-environmental assessment”* (BERTANZA et al., 2017)

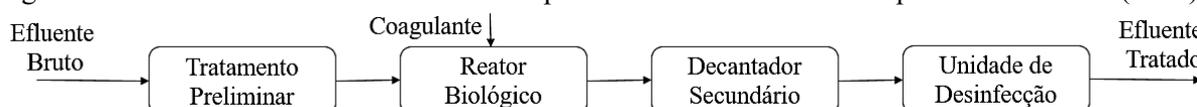
Os autores realizaram uma avaliação holística para comparar os processos de LA e BRM utilizados para o tratamento de efluentes municipais. Foram avaliados impactos técnicos, sociais, administrativos, econômicos e ambientais, baseados em dados operacionais de um ano de operação de três linhas de tratamento em grande escala.

A unidade funcional estabelecida pelos autores para a ACV foi “tratamento de efluentes de 180.000 PE/dia”. Destaca-se que o sistema de tratamento por Lodos Ativados utiliza o processo modificado de Ludzack-Ettinger para a melhor eficiência de remoção combinada de

material orgânico, nitrito, nitrato e amônia. Além disso, para que a remoção de fósforo também seja eficiente, é adicionado um coagulante químico nos reatores biológicos para a ocorrência de precipitação simultânea.

Os limites desse sistema envolvem somente a fase operacional da estação de tratamento de efluentes, por conta disso, foram feitas estimativas para os dados referentes a etapa de construção da estação, descritas no tópico 3.1.2.2. A Figura 15 apresenta o esquema do sistema de tratamento em questão.

Figura 15. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Bertanza et al. (2017).



Fonte: Adaptado de Bertanza et al. (2017).

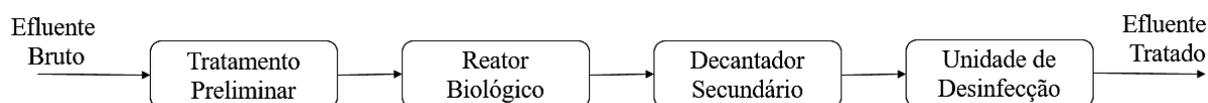
5. *“How Does Scale of Implementation Impact the Environmental Sustainability of Wastewater Treatment Integrated with Resource Recovery?”* dos autores Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016)

Cornejo, Zhang e Mihelcic utilizaram ACV para avaliar como a escala de implementação impacta na sustentabilidade ambiental do tratamento de efluentes integrado à reutilização de água, recuperação de energia e reciclagem de nutrientes.

O estudo foi realizado em Tampa, na Flórida, onde foram analisados três sistemas de tratamento em diferentes escalas, o sistema de escala doméstica utilizava tanque séptico com tratamento aeróbico na escala doméstica; o sistema de escala de comunidade foi representado por instalações comunitárias de recuperação de água com nitrificação e desnitrificação com reutilização de água para irrigação e descarga superficial; e o sistema de escala de cidade com instalação de recuperação de água avançada, com a tecnologia de lodo ativado convencional e digestão anaeróbica para recuperação de energia e possibilitando o reúso na irrigação da paisagem residencial e na injeção em poços profundos para evitar a intrusão de água salgada.

Nesta pesquisa, foi tomado como base o sistema de tratamento por Lodos Ativados de maior escala descrito pelos autores, apresentado na Figura 16. Foi determinado como unidade funcional ‘1m<sup>3</sup> de efluente tratado’ considerando um tempo de vida útil de 20 anos. Ademais, os autores disponibilizaram dados referentes as fases de construção e operação da estação de tratamento, os quais foram utilizados na criação do ICV.

Figura 16. Sistema de tratamento de efluentes por Lodos Ativados utilizado por Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016).



Fonte: Adaptado de Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016).

#### b. Biorreatores a Membrana

Biorreatores a Membrana se trata de uma tecnologia de tratamento avançado de elevada eficiência no que tange a qualidade do efluente final. Vem sendo muito estudado e comparado a tecnologias convencionais (LAZAROVA et al., 2012).

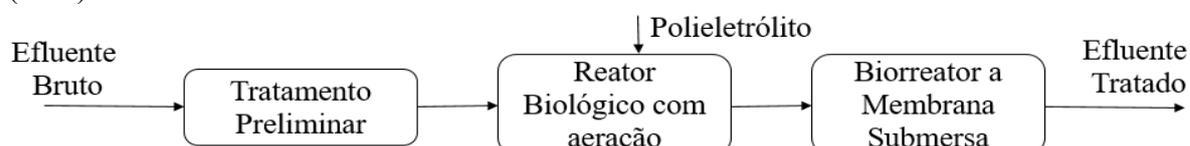
Assim como para a tecnologia de LA, foram selecionados artigos que realizaram a ACV em sistemas de Biorreatores a Membrana, listados a seguir.

1. “*Water Footprint of a Decentralised Wastewater Treatment Strategy Based on Membrane Technology*” (ARIAS et al., 2019)

Arias e colaboradores realizaram uma avaliação de um sistema descentralizado de BRM construído para o tratamento de efluentes gerados na *METU University*, localizada em Ankara na Turquia, para fins de reúso em irrigação de áreas verdes do Campus. Na avaliação, foi realizada a ACV para análise e identificação dos maiores geradores de impactos e foi realizado um estudo comparativo dos impactos encontrados na planta descentralizada, com dados de plantas centralizadas.

O sistema inclui um biorreator a membranas a vácuo e rotativo projetado para o tratamento de efluentes gerados por 2.000 pessoas equivalentes que utiliza um polieletrólito para facilitar o processo de coagulação no reator. Para a ACV, foi definida como unidade funcional o tratamento de 1m<sup>3</sup> de efluente. Além disso, foi determinado que os limites do sistema englobam as fases de construção, operação, manutenção, tratamento do lodo e reúso, e que a vida útil do sistema em análise é de 10 anos. Assim, são utilizados na criação do ICV, dados referentes as fases de construção e operação da ETE. A Figura 17 apresenta um esboço do sistema de tratamento em questão.

Figura 17. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Arias et al. (2019).



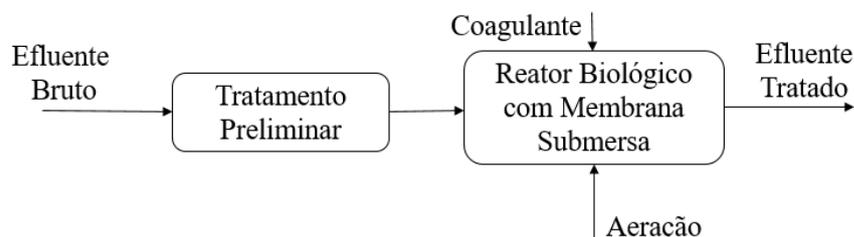
Fonte: Adaptado de Arias et al. (2019).

2. “*Environmental and economic performance evaluation of municipal wastewater treatment plants in India: a life cycle approach*” dos autores Kamble et al. (2019)

Como descrito no tópico anterior, os autores realizaram a ACV de seis tecnologias de tratamento de efluentes, das quais uma era um BRM. O sistema de BRM utilizava os processos de microfiltração e ultrafiltração para o tratamento de 0,8 milhões de litros por dia. A Figura 18 apresenta o sistema de tratamento, o qual conta com módulo de membrana submersa de micro e ultrafiltração que utiliza um coagulante para auxiliar o processo de coagulação dos nutrientes no reator.

A unidade funcional estabelecida na avaliação foi de 1m<sup>3</sup> de efluente tratado, contemplando a operação do sistema de tratamento. Logo, foram utilizados dados referente a fase de operação do sistema e foram realizadas estimativas descritas no tópico 3.1.2.2 para dados referentes a construção da ETE.

Figura 18. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Kamble et al. (2019).



Fonte: Adaptado de Kamble et al. (2019).

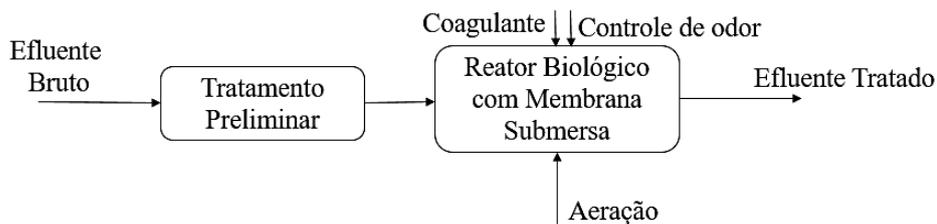
3. “*The role of MBR technology for the improvement of environmental footprint of wastewater treatment*” (LAZAROVA et al., 2012)

No estudo, os autores realizaram a Avaliação de confiabilidade de operação de BRMs e risco de falha da qualidade da água, a Avaliação de eficiência de remoção química e microbiana no tratamento de efluentes por BRM, a Avaliação de Ciclo de Vida e a Pegada Ecológica.

Na ACV realizada pelos autores, foi feito um estudo comparativo entre uma estação de tratamento por Lodos Ativados Convencional e uma estação por Biorreator a Membrana. As plantas são de larga escala e estão em atividade na França. Os limites do sistema contemplam as fases de construção e operação da ETE que opera com o BRM. Logo, foram usados dados referentes a essas duas etapas do tratamento na criação do inventário de ciclo de vida.

É definida como unidade funcional o tratamento anual de 1,92 milhões de m<sup>3</sup> de efluentes na ETE, com tempo de vida útil de 30 anos. A Figura 19 apresenta o sistema de tratamento por Biorreatores a Membrana avaliado pelos autores com a adição de coagulante químico, a fim de auxiliar o processo de coagulação de nutrientes, e produtos químicos responsáveis pelo controle de odores durante o tratamento.

Figura 19. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Lazarova et al. (2012).



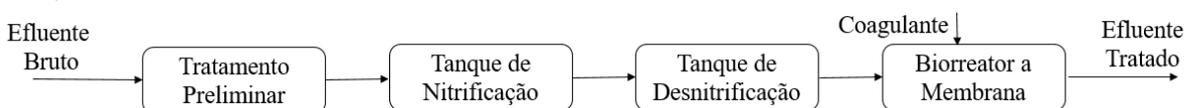
Fonte: Adaptado de Lazarova et al. (2012).

4. *“A comparison between two full-scale MBR and CAS municipal wastewater treatment plants: techno-economic-environmental assessment”* (BERTANZA et al., 2017)

Bertanza e colaboradores, em uma avaliação holística, comparam os processos de LA e BRM utilizados no tratamento de efluentes municipais. A estação se encontra em operação no nordeste da Itália (Brescia-Verziano) com capacidade de tratamento de efluente gerado por 250.000 pessoas equivalentes. Essa ETE foi uma das primeiras estações de tratamento de BRM municipal a ser tomada como exemplo a nível internacional.

O sistema analisado pelos autores teve como foco a fase operacional da ETE e é demonstrado esquematicamente na Figura 20, onde se observa um sistema que apesar de possuir um biorreator a membrana, possui tanques que facilitam a remoção de nitrogênio e a adição de coagulante no tratamento para a remoção química do fósforo. Sendo assim, dados referentes a fase de construção foram estimados a partir das etapas descritas no tópico 3.1.2.2.

Figura 20. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Bertanza et al. (2017).



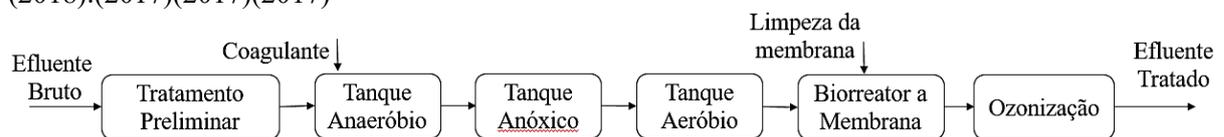
Fonte: Adaptado de Bertanza et al. (2017).

5. *“Sustainability evaluation and implication of a large scale membrane bioreactor plant”* dos autores Chen et al. (2018)

Nesse artigo, os autores realizam uma avaliação de sustentabilidade ambiental de um BRM de grande escala que conta com o auxílio de uma configuração diferenciada, a qual favorece a eficiência na remoção de nutrientes (tanques anaeróbio, anóxico e aeróbio).

Para a ACV foi definida como unidade funcional a produção de 1m<sup>3</sup> de água tratada considerando a vida útil da estação de tratamento de aproximadamente 25 anos. O limite do sistema avaliado por Chen e colaboradores engloba apenas a fase operacional da estação. Na Figura 21 é apresentado o esquema do sistema utilizado pelos autores, onde observa-se o uso de coagulante e ácido para a limpeza das membranas. Dados referentes a etapa de construção da ETE foram estimados (mais detalhes serão apresentados no tópico 3.1.2.2).

Figura 21. Sistema de tratamento de efluentes por Biorreator a Membrana analisado por Chen et al. (2018).(2017)(2017)(2017)



Fonte: Adaptado de Chen et al. (2018).

### 3.1.2.2 Estimativa dos parâmetros operacionais

Como mencionado anteriormente, os principais parâmetros à serem considerados no inventário de ciclo de vida das tecnologias de tratamento foram a quantidade de material utilizada na construção das estações de tratamento, quantidade de produtos químicos utilizados no processo e a quantidade de energia elétrica gasta no tratamento.

Entretanto alguns parâmetros não foram disponibilizados pela literatura e tiveram que ser estimados, como detalhado a seguir.

#### a. Material de Construção

Dados referentes a etapa de construção de estações de tratamento de efluentes não são encontrados facilmente na literatura. Dos artigos utilizados como base na criação do ICV, apenas 20% apresentaram dados referentes a essa etapa. Por conta disso, para que fossem contabilizados na ACV, dados como: a quantidade de concreto, aço, areia, plástico PVC e PVDF, foram realizadas estimativas desses parâmetros.

Frente a essa necessidade, foi utilizada a relação adaptada de “economia de escala” que comumente é empregada no dimensionamento dos custos das estações de tratamento, de Coulson et al. (1999). A fórmula que representa a relação é

$$C_2 = C_1 \left(\frac{c_1}{c_2}\right)^{0,6} \quad (1)$$

onde,  $C_1$  e  $C_2$  representam a quantidade de material requerida nas estações de tratamento de menor e maior escala, respectivamente;  $c_1$  e  $c_2$  representam a capacidade de tratamento das ETEs em análise e 0,6 é o fator de “economia de escala”.

Portanto, para a realização do cálculo da estimativa desses parâmetros, foi necessário tomar como referência um valor real. Garfí, Flores e Ferrer (2017) em seu artigo disponibilizaram dados da etapa de construção da ETE por eles analisada, os quais foram tomados como referência para a estimativa dos dados para as demais estações de tratamento, que não englobavam em seu escopo a análise da fase de construção.

Já para o tratamento por BRM, Arias et al. (2019) disponibilizaram dados referentes de concreto, aço e areia. O dado real de PVDF, foi disponibilizado por Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016). Sendo estes, utilizados como referência na estimativa dos dados de construção para as demais ETE.

#### b. Eletricidade

Além dos dados referentes a construção, dados de consumo energético também foram ajustados para que a correlação entre dos dados de consumo de energia e o volume de efluente tratado, descrita por Singh, Kansal e Carliell-Marquet (2016) fosse obedecida. Segundo os autores, existe uma correlação entre a redução do consumo energético e o aumento na capacidade operacional das estações de tratamento. Ou seja, os dados de eletricidade foram ajustados para que essa relação fosse mantida e em seguida os mesmos foram inseridos na modelagem do ciclo de vida considerando a matriz energética brasileira.

#### c. Produtos Químicos

Quanto aos dados de químicos utilizados no tratamento, ressalta-se que os dados brutos coletados nos artigos foram ajustados à unidade funcional (1.000m<sup>3</sup> de efluente tratado), às unidades adotadas no ICV e a concentração do químico comercializada, como é o caso do Cloreto Férrico que é comercializado com concentração de 40%.

### 3.1.2.3 Ferramentas computacionais utilizadas

A realização de uma ACV consome muito tempo e recursos financeiros para a avaliação do desempenho ambiental de um sistema, principalmente na fase de coleta de dados de ICV

para matérias prima, emissões, e etc., e pelos fatores de caracterização correspondentes (KALAKUL et al., 2014). Por conta disso, softwares têm sido criados com o objetivo de facilitar a realização desses estudos.

Nesse contexto, empregou-se no presente estudo, como ferramenta para a ACV, o software OpenLCA que pode ser utilizado de forma gratuita e com a garantia na qualidade de análise. Tanto para o levantamento dos fluxos do inventário de ciclo de vida (ICV) como para a realização da AICV foi utilizado o programa computacional OpenLCA 1.9, que é um *software* de código aberto próprio para a realização da Avaliação de Ciclo de Vida e Avaliação de Sustentabilidade. Foi desenvolvido pela GreenDelta em 2006 e está disponível livremente para *downloads* sem custos de licença (NOI; CIROTH; SROCKA, 2017).

### 3.1.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

A AICV consiste na terceira fase da ACV, em que são determinados e caracterizados os possíveis impactos gerados pelos sistemas. É nessa etapa que os dados utilizados para a análise de inventário são classificados em diferentes categorias (categorias de impacto), com base nos impactos ambientais que se espera que contribuam.

Assim como na construção dos inventários, nessa fase o uso do *OpenLCA* é muito importante. Além disso, no próprio *software*, a GreenDelta disponibiliza para *download* gratuito um pacote de métodos para a realização do AICV, sendo selecionado o método ReCiPe 2008 para análise dos impactos dos ciclos de vida dos sistemas de tratamento em análise (NOI; CIROTH; SROCKA, 2017).

O método ReCiPe 2008 disponibiliza a avaliação de impactos de 18 indicadores de impactos intermediários. Entretanto, nesta pesquisa realizou-se a avaliação dos impactos considerando 12 indicadores intermediários, sendo eles: Mudanças Climáticas (MC), Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF), Ecotoxicidade da Água Doce (ETAD), Eutrofização na Água Doce (EAD), Toxicidade Humana (TH), Ecotoxicidade Marinha (ETM), Eutrofização Marinha (EM), Depleção de Recursos Minerais (DRM), Redução da Camada de Ozônio (RCO), Formação de Material Particulado (FMP), Acidificação Terrestre (AT) e Ecotoxicidade Terrestre (ETT).

A categoria de impacto ambiental de Mudanças Climáticas (MC) leva em consideração a emissão de gases do efeito estufa (GEE) e o aumento destes na atmosfera, o que ocasiona o aumento da capacidade de força radioativa e conseqüentemente, o aumento da temperatura

média global, a qual ocasionará danos à saúde e a qualidade dos ecossistemas (GOEDKOOOP et al., 2013). Quanto à Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF) diz respeito à qualidade dos recursos fósseis como petróleo e gás natural, já que se tratam de recursos não renováveis, ou seja, leva em conta o fato de que o aumento da extração desses recursos causará o aumento de custos de produção e aumento da necessidade de energia (GOEDKOOOP et al., 2013).

A Ecotoxicidade da Água Doce (ETAD), Ecotoxicidade Marinha (ETM) e Ecotoxicidade Terrestre (ETT) compreendem a análise da persistência ambiental de produtos químicos, o acúmulo destes na cadeia alimentar e a toxicidade do mesmo, sejam eles em água doce, salgada ou na superfície terrestre, de acordo com Huijbregts et al. (2017a). Quanto a Eutrofização na Água Doce (EAD) e a Eutrofização Marinha (EM), têm a ver com o enriquecimento excessivo de nutrientes em ambientes aquáticos diretamente relacionados a atividades humanas, acarretando danos na qualidade ecológica dos ecossistemas de água doce ou salgada (GOEDKOOOP et al., 2013). A Toxicidade Humana (TH), assim como as categorias ETAD e ETM, a TH leva em conta o potencial para a geração de impactos na qualidade de vida das pessoas devido a persistência ambiental de produtos químicos, ao acúmulo destes na cadeia alimentar e a toxicidade do mesmo (HUIJBREGTS et al., 2017b).

Em relação a Depleção de Recursos Minerais (DRM) é realizada a estimativa dos danos causados pela escassez desses recursos, levando em consideração a elevada demanda pelo minério uma vez que este se torne mais raro e o potencial médio de ocorrência do minério, o qual se tornará cada vez menor e elevará os custos, de acordo com Goedkoop et al. (2013). Na categoria de impacto Redução da Camada de Ozônio (RCO) leva-se em conta a depleção do ozônio e consequente redução da sua camada na estratosfera, o qual ocorre se a taxa de destruição for intensificada devido as perdas fugitivas de substâncias antropogênicas que persistem na atmosfera (GOEDKOOOP et al., 2013).

Na Formação de Material Particulado (FMP), segundo Huijbregts et al. (2017b), o material particulado formado com diâmetro menor que 10  $\mu\text{m}$  (PM10) representa uma complexa mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas que pode causar problemas de saúde, uma vez que atinge a parte superior das vias aéreas e pulmões quando inalado. Esse material é formado tanto por causas naturais, como antropogênicas. Entretanto, essa categoria de impacto considera somente as fontes antropogênicas desse material, já que apenas essa fração deve ser influenciada pela atividade humana. E, quanto a Acidificação Terrestre (AT) leva em consideração a alteração da acidez no solo por conta da deposição atmosférica de substâncias inorgânicas como sulfatos, nitratos e fosfatos de acordo com Huijbregts et al. (2017b).

Sabendo-se do que se trata cada categoria de impacto à ser analisada, foi realizada a AICV seguindo os moldes determinados na ISO 14.040 (ABNT, 2009) e os ajustes descritos anteriormente. Foram gerados automaticamente pelo *OpenLCA* os relatórios descrevendo os potenciais impactos gerados pelos sistemas de tratamento em análise e os valores de indicadores de impactos para cada uma das categorias selecionadas, os quais foram modelados com o auxílio do software Microsoft Excel.

### **3.1.4 Interpretação dos Resultados**

Foi realizada a avaliação dos resultados provenientes da Análise do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) e da Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) para os sistemas de tratamento de efluentes, verificando o atendimento aos objetivos e ao escopo proposto para a avaliação. Após isto, foram realizadas as comparações e análises descritas no tópico 4.1.

## **3.2 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS SISTEMAS (AES)**

### **3.2.1 Definição do objetivo**

A AES objetivou avaliar a eficiência dos sistemas de tratamento de efluentes com diferentes tecnologias de tratamento para um diagnóstico dos aspectos técnicos dos sistemas em análise.

### **3.2.2 Inventário da Avaliação da Eficiência dos Sistemas**

Foram coletados parâmetros de qualidade dos efluentes bruto e tratado disponibilizados pelos autores, dentre eles: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais em suspensão (SST), nitrogênio total ( $N_T$ ) e fósforo total ( $P_T$ ).

Entretanto, foi necessário o uso de estimativas para alguns dados não fornecidos pelas literaturas utilizadas. Gallego-Schmid e Tarpani (2019), em sua revisão, apresentam dados médios dos parâmetros DBO, DQO,  $N_t$ ,  $P_t$  e SST para países desenvolvidos e em desenvolvimento, os quais foram utilizados no inventário como estimativas dos dados reais.

É importante destacar que, somente foram utilizados dados estimados para parâmetros físico-químicos de efluentes bruto. Todos os dados de efluentes tratados utilizados na análise da eficiência dos sistemas são dados fornecidos pelos autores dos artigos base.

De posse dos dados, foi utilizado o software Microsoft Excel para o cálculo dos valores médios, seus desvios padrão, análise dos parâmetros físico-químicos e avaliação da eficiência de remoção de material orgânico e nutrientes dos efluentes tratados pelas tecnologias em análise.

### **3.2.3 Análise dos Resultados**

Foi realizada a análise comparativa dos parâmetros, respeitando a realidade local onde a estação de tratamento estava inserida e as características dos sistemas descritas nos artigos, já que foram utilizados dados de estações de tratamento localizadas na China, nos Estados Unidos da América, na Itália, na Índia, na França, na Espanha e na Turquia.

Na análise dos resultados dessa avaliação, foi observado o potencial para a remoção de compostos orgânicos, nutrientes e sólidos apresentados pelos sistemas em análise na ACV, ou seja, a qualidade do efluente final entregue pela tecnologia de tratamento. Essa análise foi realizada para que, além dos fatores ambientais englobados na ACV, fossem considerados o fator de eficiência dos sistemas de tratamento tomados como base.

## **3.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DOS SISTEMAS (ADAS)**

### **3.3.1 Definição do objetivo**

A Avaliação de Desempenho Ambiental dos Sistemas visa a análise dos resultados da ACV e da AES para uma avaliação total e comparativa das tecnologias de tratamento de efluentes.

Logo, a ADAS foi utilizada com o intuito de facilitar o processo de tomada de decisão e classificação das alternativas de tratamento com base nos resultados obtidos previamente. Nessa análise, cada critério é uma função matemática que descreve o desempenho das tecnologias de tratamento em relação a um determinado aspecto, segundo Ensslin, Montibeller Neto e Noronha (2001).

### 3.3.2 Normalização dos resultados da ACV e da AES

Para que os dados gerados pelas avaliações anteriores fossem comparados entre si, foi necessário que os mesmos passassem por um processo de ajuste de escala, como a normalização dos critérios em análise (SOUSA, 2008).

A etapa de normalização dos critérios, tem como objetivo relacionar os valores em estudo a um valor de referência (também chamado de fator de normalização) previamente definido e convertê-los em novos números dentro de uma mesma escala, podendo esta ser de 0 a 1, por exemplo. Os valores obtidos após a normalização, resultantes da transformação, são adimensionais ou se apresentarão em uma mesma unidade (SOUSA, 2008).

É importante destacar, que existem muitas maneiras de conduzir o processo de normalização dos dados. Nesse trabalho, foi utilizado o procedimento de normalização simples (NS), descrita na equação (2). Na NS é comum o uso do valor máximo entre os absolutos como referência.

$$n_{ij} = \frac{S_{ij}}{S_j^*} \quad (2)$$

onde,  $n_{ij}$  representa o valor normalizado do critério  $i$  para a alternativa  $j$ ;  $S_{ij}$  é o valor do critério  $i$  para a alternativa  $j$ , antes da normalização; e  $S_j^*$  representa o valor máximo do critério  $i$  selecionado entre os valores de  $S_{ij}$ .

Após a normalização dos critérios, foi utilizado o software Microsoft Excel para o cálculo da média e desvio padrão de todos os parâmetros em análise.

### 3.3.3 Análise Comparativa dos Resultados

Depois da etapa de normalização, os dados puderam ser analisados e comparados entre si. Foram gerados dados médios para cada tipo de tecnologia de tratamento e cada categoria de impacto, para que fosse gerado um valor médio indicador de desempenho dos sistemas de tratamento. Esse indicador foi gerado por meio da média de impactos gerados em todas as categorias de impactos.

## 4 RESULTADOS

Os resultados desta pesquisa, após a verificação de atendimento ao escopo e objetivos propostos, estão organizados conforme a metodologia. Primeiramente são apresentados os resultados que se referem a ACV, como o Inventário, a Avaliação de Impactos e a Interpretação dos Resultados. Em seguida, os resultados encontrados na AES e a avaliação dos mesmos. Por fim, são apresentados os resultados da ADAS, os quais são analisados de forma a comparar o desempenho ambiental das tecnologias gerando as conclusões e recomendações finais.

### 4.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

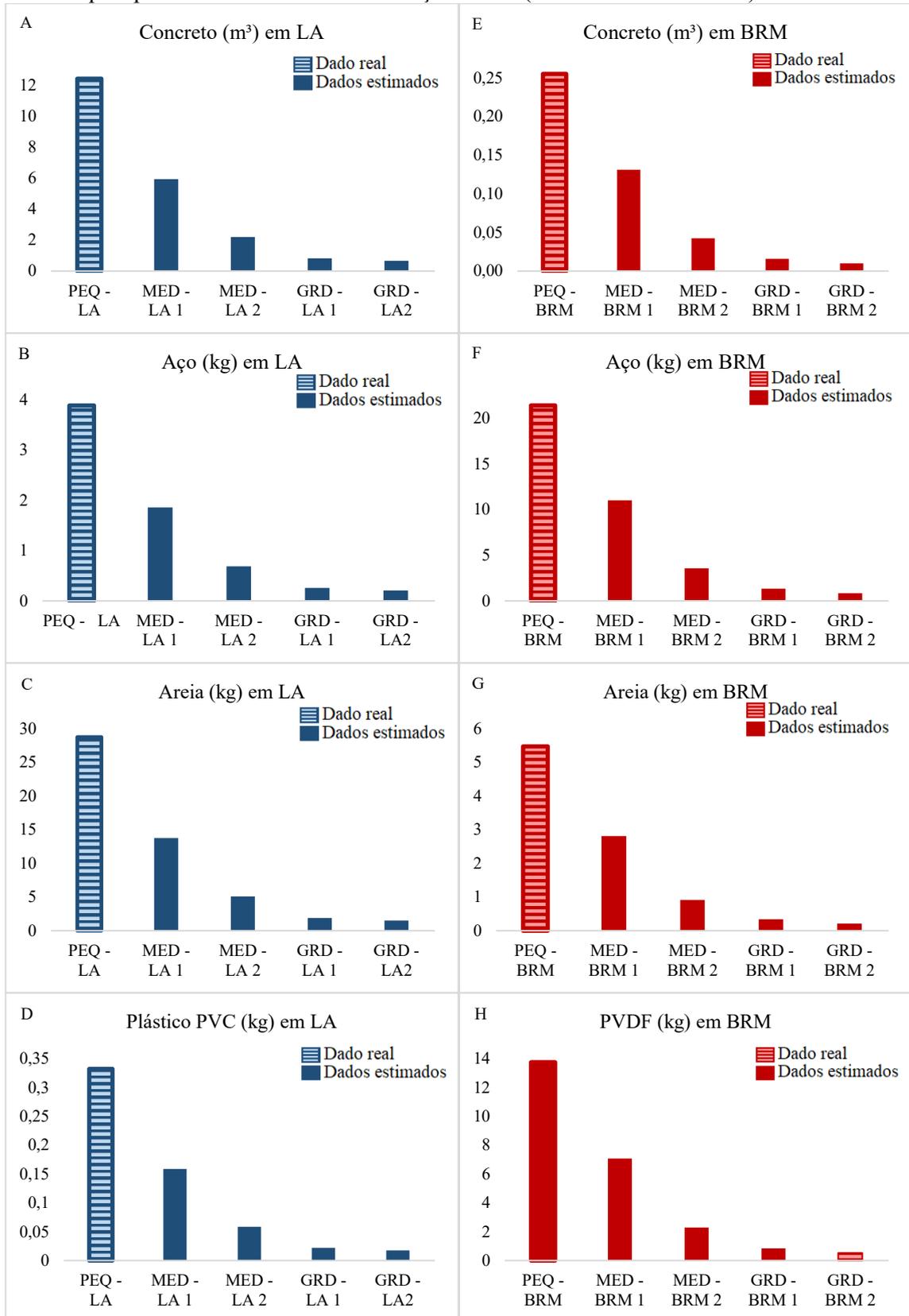
#### 4.1.1 Estimativa dos parâmetros operacionais

Os dados de construção da estação de tratamento foram disponibilizados por Garfí, Flores e Ferrer (2017) para o sistema por LA e utilizados para a realização das estimativas de acordo com o tópico 3.1.2.2, para as ETEs que não disponibilizaram dados referentes a essa fase. Na Figura 22 (A, B, C e D) são apresentados em forma de gráficos os valores reais utilizados e os estimados para cada um dos materiais de construção.

Para as ETEs que operavam com a tecnologia de BRM, foi utilizado como base de cálculo os dados disponibilizados por Arias et al. (2019) para concreto, aço e areia. O dado de PVDF (fluoreto de polivinilideno, material de compõe a membrana) foi disponibilizado por Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016). Com esses dados foram realizadas as estimativas utilizando a equação (1) e os resultados são apresentados na Figura 22 (E, F G e H).

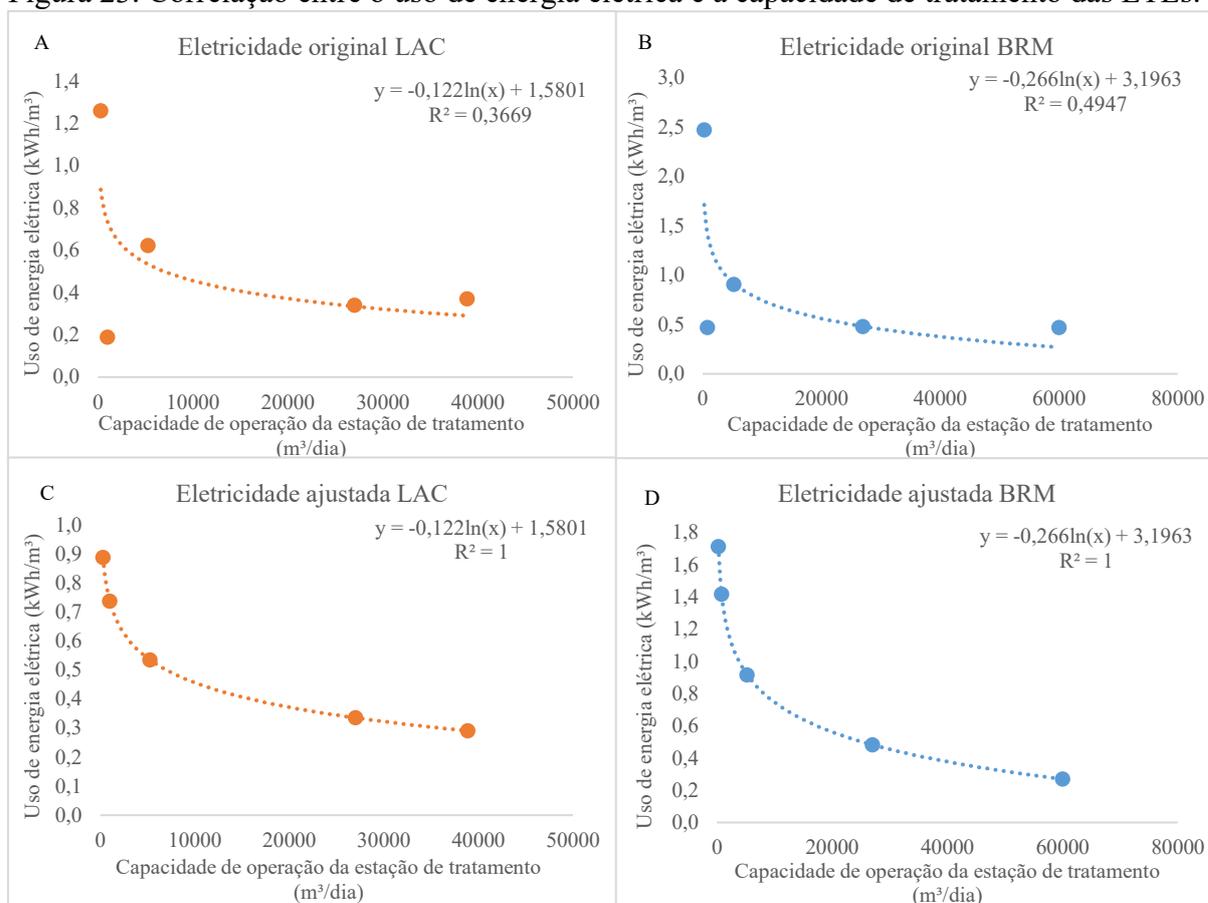
O dado de eletricidade foi fornecido pelos autores, considerando a realidade de cada sistema. Visando estimar a tendência para a diminuição do consumo energético por m<sup>3</sup> de efluente, de acordo com o tamanho das estações de tratamento, os dados passaram por ajustes por meio da correlação entre o consumo de energia elétrica e a capacidade de operação das ETEs. Assim, foram gerados gráficos de dispersão (Figura 23 A e B). A partir deste, os dados foram ajustados a escala logarítmica para que a correlação entre os dados fosse observada, com o intuito de estimar a tendência para a diminuição do consumo energético por m<sup>3</sup> de efluente tratado, de acordo com o tamanho das estações de tratamento (Figura 23 C e D).

Figura 22. Resultados das estimativas de dados referentes a fase de construção das estações de tratamento que operam com LA e BRM em função da UF (1m<sup>3</sup> de efluente tratado).



Fonte: Autor.

Figura 23. Correlação entre o uso de energia elétrica e a capacidade de tratamento das ETEs.



Fonte: Autor.

Os dados de produtos químicos utilizados nos sistemas de tratamento, foram mantidos de acordo com os dados fornecidos pelos autores, para que as particularidades operacionais de cada estação fossem respeitadas. E os dados de transporte, consideram o somatório dos produtos químicos à serem transportados em uma distância média de 500 km.

#### 4.1.2 Análise do Inventário de Ciclo de Vida

O Inventário de Ciclo de Vida criado e utilizado na ACV que se refere as fases de construção e operação dos sistemas de tratamento de efluentes é detalhado na Tabela 3. Parte dos dados elencados na tabela foram disponibilizados pelos autores e parte foi estimada, de acordo com a metodologia descrita. O volume de tratamento das estações de tratamento varia entre pequeno porte, médio porte e grande porte, como já citado na Tabela 2.



Tabela 3. Inventário de Ciclo de Vida das estações de tratamento por LA e BRM de pequeno, médio e grande porte (por 1.000m<sup>3</sup> de efluente tratado).

	PEQ - LA	PEQ - BRM	MED - LA 1	MED - BRM 1	MED - LA 2	MED - BRM 2	GRD - LA 1	GRD - BRM 1	GRD - LA2	GRD - BRM 2
<b>Construção da estação de tratamento</b>										
Concreto (m <sup>3</sup> )	12,44 <sup>a</sup>	0,255 <sup>b</sup>	5,95 <sup>c</sup>	0,131 <sup>d</sup>	2,197 <sup>c</sup>	0,042 <sup>d</sup>	0,824 <sup>c</sup>	0,016 <sup>d</sup>	0,662 <sup>c</sup>	0,010 <sup>d</sup>
Aço (kg)	3,88 <sup>a</sup>	21,394 <sup>b</sup>	1,86 <sup>c</sup>	11,0 <sup>d</sup>	0,687 <sup>c</sup>	3,553 <sup>d</sup>	0,257 <sup>c</sup>	1,332 <sup>d</sup>	0,207 <sup>c</sup>	0,825 <sup>d</sup>
Areia (kg)	28,76 <sup>a</sup>	5,475 <sup>b</sup>	13,755 <sup>c</sup>	2,815 <sup>d</sup>	5,080 <sup>c</sup>	0,909 <sup>d</sup>	1,904 <sup>c</sup>	0,341 <sup>d</sup>	1,530 <sup>c</sup>	0,211 <sup>d</sup>
Plástico PVC (kg)	0,332 <sup>a</sup>		0,159 <sup>c</sup>		0,059 <sup>c</sup>		0,022 <sup>c</sup>		0,018 <sup>c</sup>	
PVDF (kg)		13,747 <sup>d</sup>		7,068 <sup>d</sup>		2,283 <sup>d</sup>		0,856 <sup>d</sup>		0,530 <sup>b</sup>
<b>Consumo energético no tratamento</b>										
Eletricidade (kWh)	887,33 <sup>e</sup>	1713,10 <sup>e</sup>	737,35 <sup>e</sup>	1418,2 <sup>e</sup>	534,81 <sup>e</sup>	917,23 <sup>e</sup>	335,26 <sup>e</sup>	482,14 <sup>e</sup>	290,80 <sup>e</sup>	269,7 <sup>e</sup>
<b>Produtos químicos utilizados no tratamento</b>										
FeCl <sub>3</sub> (40%) (kg)	282,50 <sup>f</sup>				126,04 <sup>f</sup>	118,75				47,5 <sup>f</sup>
NaClO (15%) (kg)		24,6 <sup>f</sup>	12,0 <sup>f</sup>	20,50 <sup>f</sup>						
NaOH (kg)					19,79 <sup>f</sup>	19,79 <sup>f</sup>		2,0 <sup>f</sup>		0,09 <sup>f</sup>
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (kg)					2,39 <sup>f</sup>	2,39 <sup>f</sup>				
(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CO (kg)					4,16 <sup>f</sup>	4,16 <sup>f</sup>				
H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> (kg)					1,82 <sup>f</sup>	1,82 <sup>f</sup>				
Ácido Cítrico (kg)										0,49 <sup>f</sup>
Polieletrólito (kg)	0,957 <sup>f</sup>	3,69 <sup>f</sup>								
PAC (kg)										6,47 <sup>f</sup>
Transporte (tkm)	141,728 <sup>g</sup>	14,145 <sup>g</sup>	6,0 <sup>g</sup>	10,25 <sup>g</sup>	77,11 <sup>g</sup>	73,463 <sup>g</sup>	0,0 <sup>g</sup>	0,0 <sup>g</sup>	1,0 <sup>g</sup>	27,27 <sup>g</sup>

<sup>a</sup> Dados originais disponibilizados pela literatura tomados como base para a estimativa dos dados subsequentes, por meio da Equação (1) apresentada na Metodologia, para a tecnologia de Lodos Ativados;

<sup>b</sup> Dados originais disponibilizados pela literatura tomados como base para a estimativa dos dados subsequentes, por meio da Equação (1) apresentada na Metodologia, para a tecnologia de Biorreatores a Membrana;

<sup>c</sup> Dados estimados tomando como base dados originais disponíveis na literatura para a tecnologia de Lodos Ativados;

<sup>d</sup> Dados estimados tomando como base dados originais disponíveis na literatura para a tecnologia de Biorreatores a Membrana;

<sup>e</sup> Dado de consumo energético ajustado ao tamanho da estação de tratamento.

<sup>f</sup> Dados originais disponibilizados pela literatura base.

<sup>g</sup> Dado referente à estimativa de transporte de químicos até o sistema de tratamento, considerando a quantidade de químicos pela distância de 500 km.

## 4.2 AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO CICLO DE VIDA

Os resultados gerais da ACV são apresentados de acordo com o tamanho das estações de tratamento na Tabela 4, em percentagem nas Figuras 24 e 25 e com dados médios na Figura 26. Como pode ser observado nas figuras, a maioria dos impactos foi gerada pelo uso de produtos químicos pela tecnologia de LA e pelo consumo de energia elétrica pelo BRM.

Tabela 4. Impactos gerados pelas estações de tratamento de LA e BRM.

Categorias de Impacto	PEQ - LA	PEQ - BRM	MED-LA 1	MED - BRM 1	MED-LA 2	MED - BRM 2	GRD-LA 1	GRD-BRM 1	GRD - LA2	GRD - BRM 2
MC [kg CO <sub>2</sub> -Eq]	3.757,8	1.029,3	2.266,1	953,4	1.028,1	730,0	324,0	219,5	272,2	143,2
DCF [kg oil-Eq]	754,4	290,8	493,7	271,0	243,6	215,1	72,5	63,9	61,9	41,9
ETAD [kg 1,4-DCB-Eq]	32,8	12,57	24,62	14,75	12,61	12,57	2,62	2,78	2,26	1,95
EAD [g P-Eq]	948,5	339,5	726,4	402,4	355,6	344,7	68,7	69,4	59,1	47,4
TH [kg 1,4-DCB-Eq]	1.250,0	301,3	903,2	426,4	449,3	397,2	72,0	58,8	61,7	45,4
ETM [kg 1,4-DCB-Eq]	32,57	11,35	24,03	13,67	12,23	11,83	2,45	2,46	2,11	1,78
EM [kg N-Eq]	3,89	0,80	2,35	0,82	1,13	0,76	0,29	0,17	0,25	0,12
DRM [kg Fe-Eq]	212,52	58,21	146,53	74,36	75,32	66,53	8,17	6,02	6,98	4,77
RCO [mg CFC-11-Eq]	477,1	85,2	418,9	160,0	177,6	158,2	24,0	19,5	20,4	14,2
FMP [kg PM10-Eq]	6,27	1,97	4,21	2,05	1,98	1,67	0,52	0,42	0,44	0,28
AT [kg SO <sub>2</sub> -Eq]	12,17	4,04	7,93	4,03	3,86	3,27	1,11	0,92	0,94	0,62
ETT [kg 1,4-DCB-Eq]	0,375	0,064	0,214	0,071	0,107	0,070	0,027	0,014	0,023	0,017

Fonte: Autor.

- Mudanças Climáticas (MC)

Observa-se na Tabela 4 e na Figura 24, que nas ETEs de pequeno porte foram observados os maiores potenciais para a geração de impactos ambientais. A PEQ-LA apresentou o maior potencial dentre as estações de tratamento de LA, com 3.757,8 kg CO<sub>2</sub> Eq/1000m<sup>3</sup>, bem como a PEQ-BRM com 1.029,3 kg CO<sub>2</sub> Eq/1000m<sup>3</sup>. O porte da estação de tratamento se mostrou uma importante característica a ser considerada, como observado por Singh, Kansal e Carliell-Marquet (2016).

Nas ETEs de médio porte, foram observados menores valores em comparação às menores estações de tratamento. MED-LA 1 e MED-LA 2 apresentaram 2.266,1 e 1.028,1 kg CO<sub>2</sub> Eq/1000m<sup>3</sup>, respectivamente, com mais de 50% de impactos gerados devido a etapa de construção da ETE. Enquanto MED-BRM 1 apresentou 953,4 kg CO<sub>2</sub> Eq/1000m<sup>3</sup> e MED-BRM 2 obteve 730 kg CO<sub>2</sub> Eq/1000m<sup>3</sup> para essa categoria de impacto principalmente por conta do uso da eletricidade.

Já as ETEs de grande porte apresentaram valores estimados de impacto de 10 vezes maior para LA e mais de 7 vezes maiores para BRM em relação às estações de tratamento de pequeno porte (272,1 e 143,2 kg CO<sub>2</sub> Eq/1000m<sup>3</sup>, para LA e BRM respectivamente).

Destaca-se que não foram consideradas as emissões de gases geradas no tratamento diretamente, somente gerados pelo tratamento de forma indireta pelo uso de matérias de construção, produtos químicos e eletricidade. Assim, os resultados médios apresentados na Figura 26 sugerem que os LA têm impacto médio mais elevado que os BRM para as mudanças climáticas, com os valores médios estimados em 1806,8 e 641,9 kg CO<sub>2</sub> Eq/1.000m<sup>3</sup>, respectivamente. Logo, o BRM se apresenta como a melhor opção de tecnologia de tratamento nesse quesito. Do total médio de impactos gerados pelos LA, 61,5% corresponde a fase de construção da ETE principalmente por conta do elevado impacto gerado na fabricação do concreto (do total cerca 67,5% se referente a sua produção e 22,9% devido ao transporte). Enquanto que do total médio de impacto gerado pelos BRM, 62,2% foi gerado pelo consumo de eletricidade, dos quais 70% ocorre devido a fase de produção da energia de alta voltagem, principalmente por conta da energia gerada a partir de combustíveis fósseis.

- Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF)

De acordo com a Tabela 4 o maior potencial para a geração de impacto foi encontrado nas menores ETEs para ambas as tecnologias, onde PEQ-LA apresentou 754,4 kg Óleo-Eq/1000m<sup>3</sup>, dos quais 63% foram causados pela construção, e o PEQ-BRM apresentou 290,8 kg Óleo-Eq/1000m<sup>3</sup>, com cerca de 72% dos impactos ocasionados pelo uso de eletricidade.

Para as estações de tratamento de médio porte, a MED-LA 1 apresentou 45,7% dos impactos causados pela construção e 35,9% causados pelo uso de químicos de um total de 493,7 kg Óleo-Eq/1000m<sup>3</sup>, enquanto a MED-LA 2 apresentou maior potencial de impactos gerados (243,6 kg Óleo-Eq/1000m<sup>3</sup>) pelos químicos (38,7%) e em seguida a construção (34,2%). Na MED-BRM 1 e MED-BRM 2 foi gerado 271 e 215,1 kg Óleo-Eq/1000m<sup>3</sup>, respectivamente, dos quais 58% em média foi gerado por conta do elevado uso de energia.

Na GRD-LA 1, de um total de 72,5 kg Óleo-Eq/1000m<sup>3</sup>, 56,8% dos impactos gerados ocorrem devido ao uso de energia elétrica (principalmente por conta da produção de energia proveniente de lenhite e petróleo) e 43% por conta da etapa de construção, e na GRD-LA 2, de 61,9 kg Óleo-Eq/1000m<sup>3</sup>, 57,8% dos impactos são causados pela eletricidade. Enquanto para GRD-BRM 1 e GRD-BRM 2 cerca de 86% dos impactos gerados foram devido ao uso da eletricidade, de 63,9 e 41,9 kg Óleo-Eq/1000m<sup>3</sup>, respectivamente.

De uma forma geral, LA apresentaram em média 347,5 kg Óleo Eq/1.000m<sup>3</sup> e BRM em média 184,6 kg Óleo Eq/1.000m<sup>3</sup>, como visto na Figura 26. Logo, os LA geram mais impactos ao meio ambiente, principalmente por conta da fase de construção, com cerca de 48% dos impactos totais médios gerados. Já os BRM, apesar de apresentarem menor potencial para a geração desse impacto, 63% do total médio gerado ocorreu por conta do elevado consumo elétrico. Ademais, assim como observado para MC, para DCF foi observado maior potencial para a geração desse impacto pelas estações de tratamento de pequeno porte.

- Ecotoxicidade da Água Doce (ETAD)

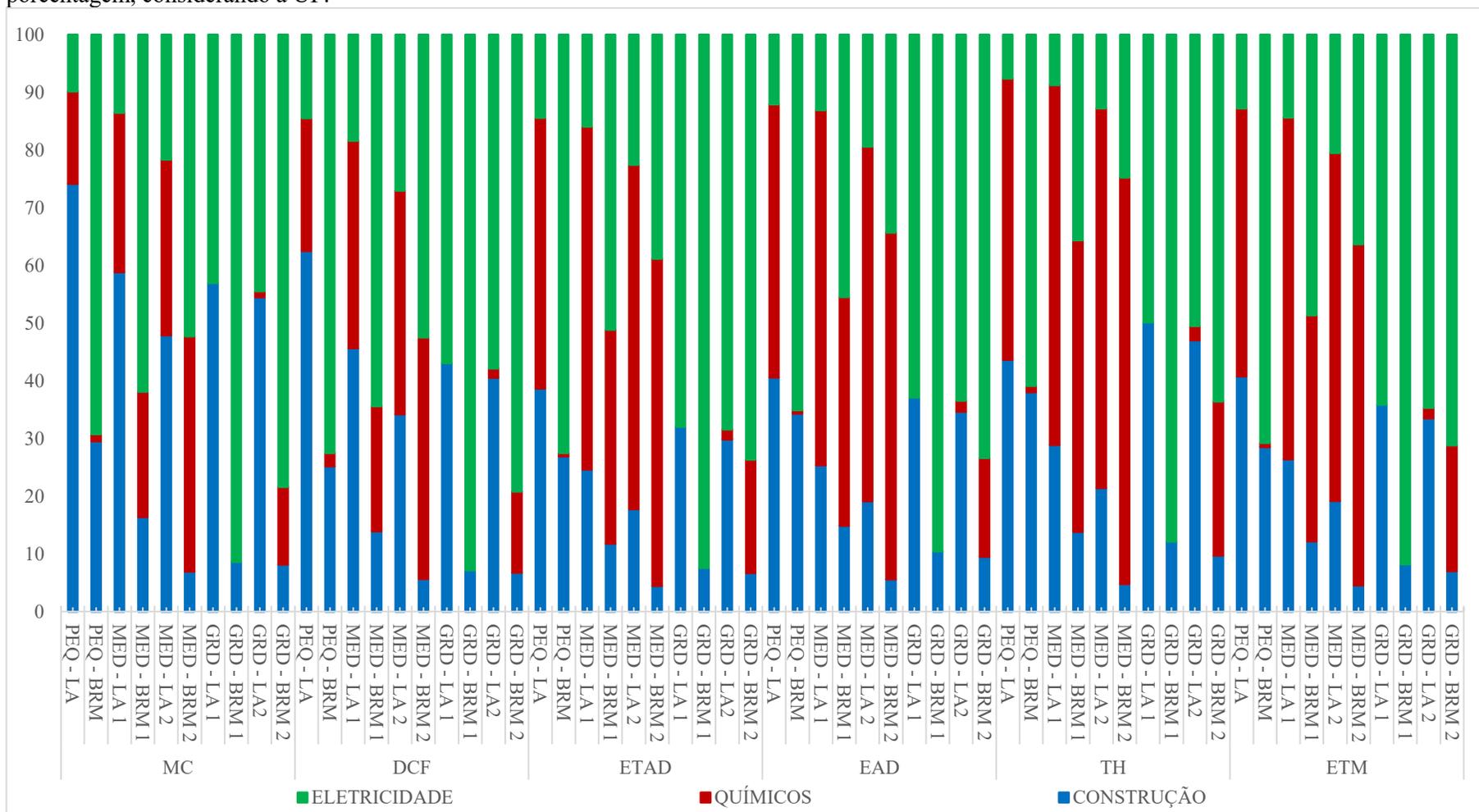
Como apresentado na Tabela 4, assim como nas categorias anteriores, nas ETEs de menor porte foram observados os maiores potenciais de impactos para ETAD. A PEQ-LA apresentou 32,8 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> e a PEQ-BRM apresentou 12,57 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>. Desses valores totais, cerca de 47% foi causado pelo uso de produtos químicos na estação de tratamento que utiliza LA e 72% foi por conta do elevado uso de energia elétrica de BRM, como apresentado na Figura 24.

Para as estações de tratamento de médio porte, os potenciais de impacto reduziram, com média entre MED-LA 1 e MED-LA 2 de 18,62 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, causados principalmente pelo uso de produtos químicos como o FeCl<sub>3</sub>, e entre MED-BRM 1 e MED-BRM 2 de cerca de 13,6 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> devido ao elevado consumo energético.

No caso das ETEs de grande porte, GRD-LA 1 resultou em 2,62 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, GRD-LA 2 apresentou 2,26 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, GRAD-BRM 1 apresentou 2,78 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> e GRD-BRM 2 com 1,95 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>. Destaca-se que nas estações de tratamento de grande porte, nessa categoria de impacto, ambas as tecnologias apresentaram como principal responsável pelos impactos o elevado uso da energia e seu alto potencial para a geração de impactos por conta de seu processo produtivo.

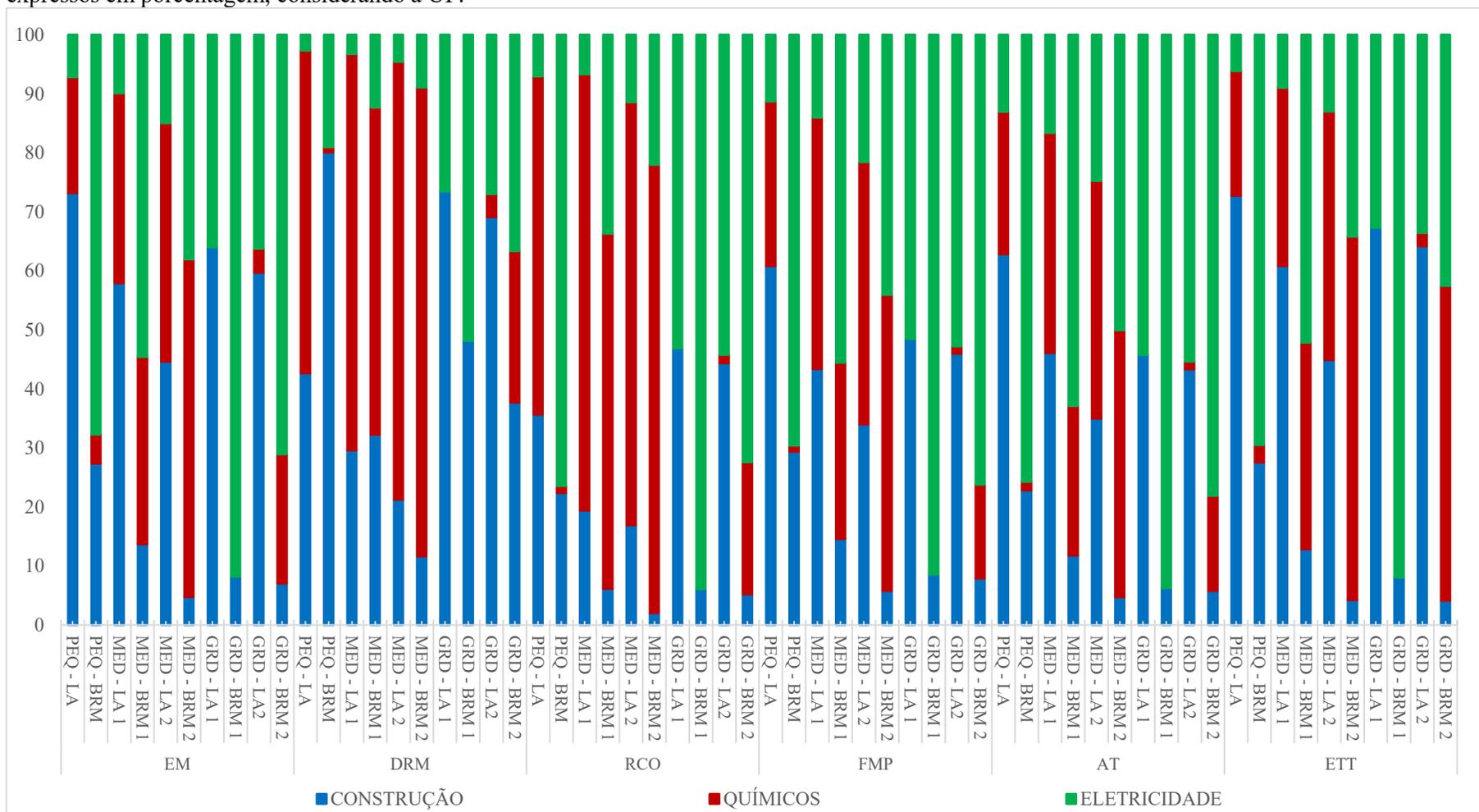
Para ETAD, observou-se que as ETEs de pequeno porte são as maiores geradoras de impactos ambientais. No caso das estações de tratamento que operam com LA, a maior parte dos impactos foram geradas pelo uso de produtos químicos no tratamento, como o FeCl<sub>3</sub>, o qual é utilizado como agente coagulante para a remoção de fósforo do efluente, porém apresenta risco ambiental quando decomposto, devido a liberação de HCl (ácido clorídrico) (LA ROVERE, 2014). Nas ETEs de BRM, apesar de menor valor de impacto gerado, o mesmo ocorre em decorrência da utilização da eletricidade, a qual traz consigo impactos gerados pela sua produção.

Figura 24. Impactos do ciclo de vida das estações de tratamento de efluentes por LA e por BRM para as categorias de impacto Mudanças Climáticas, Depleção de Combustíveis Fósseis, Ecotoxicidade de Água Doce, Eutrofização de Água Doce, Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Marinha. Os dados são expressos em porcentagem, considerando a UF.



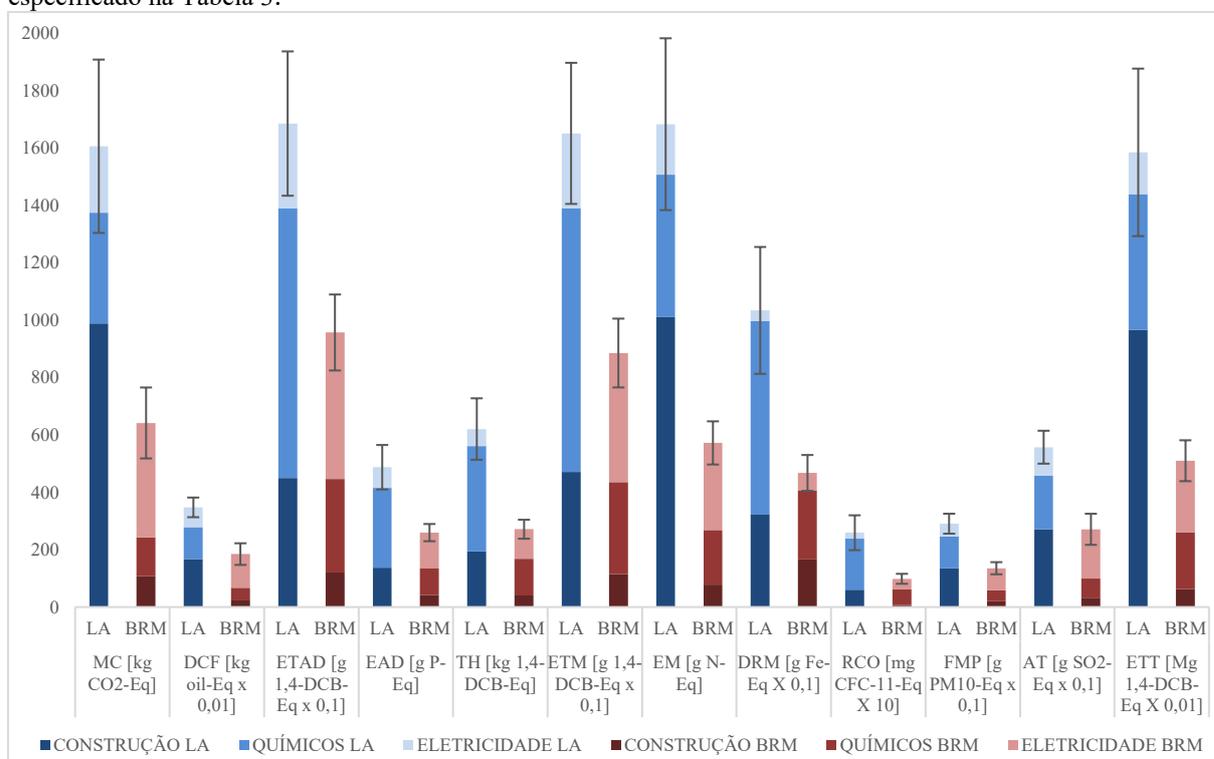
Fonte: Autor.

Figura 25. Impactos do ciclo de vida das estações de tratamento de efluentes por LA e por BRM para as categorias de impacto Eutrofização Marinha, Depleção de Recursos Minerais, Redução da Camada de Ozônio, Formação de Material Particulado, Acidificação Terrestre e Ecotoxicidade Terrestre. Os dados são expressos em porcentagem, considerando a UF.



Fonte: Autor.

Figura 26. Impacto do ciclo de vida das tecnologias de tratamento de efluentes. Todos os impactos são expressos por 1.000 m<sup>3</sup> de efluentes tratados. As barras de erro representam desvio padrão dos parâmetros, conforme especificado na Tabela 3.



Fonte: Autor.

- Eutrofização na Água Doce (EAD)

Para EAD, bem como nas categorias anteriores, os maiores valores de potencial de impacto foram encontrados nas estações de tratamento de pequeno porte de ambas as tecnologias, sendo eles 948,5 g P-Eq/1000m<sup>3</sup> e 339,5 g P-Eq/1000m<sup>3</sup> para LA e BRM, respectivamente, como é descrito na Tabela 4. Segundo a análise da Figura 24, observa-se que a estação de pequeno porte de LA obteve 47,3% desse impacto por conta dos químicos utilizados no processo e 40% por conta da construção da ETE, enquanto que a pequena de BRM obteve mais de 65% do impacto pelo uso da eletricidade.

Nas ETEs de médio porte, foi observada a redução dos valores de impactos comparados as estações de pequeno porte, onde MED-LA 1 apresentou 726,6 g P-Eq/1000m<sup>3</sup> e MED-LA 2 com 355,6 g P-Eq/1000m<sup>3</sup> gerados principalmente pelo uso de produtos químicos. Já a MED-BRM 1 apresentou 402,4 g P-Eq/1000m<sup>3</sup>, dos quais 45% foram gerados pelo uso de energia elétrica no processo e MED-BRM 2 apresentou 344,7 g P-Eq/1000m<sup>3</sup>, principalmente devido ao uso de produtos químicos no tratamento.

Quanto as ETEs de grande porte, foram observados os menores valores de impactos ambientais. Na GRD-LA 1 foi observado 68,7 g P-Eq/1000m<sup>3</sup>, na GRD-LA 2 foi gerado 59,1

g P-Eq/1000m<sup>3</sup>, na GRD-BRM 1 observou-se 69,4 g P-Eq/1000m<sup>3</sup> e na GRD-BRM 2 foi apresentado 47,4 g P-Eq/1000m<sup>3</sup>. Mesmo com menores valores de impactos, é importante considerar que estes ainda são gerados e ocorrem por conta do uso da eletricidade em ambos os sistemas, que traz consigo altos impactos do seu processo de produção.

Na Figura 26, foi observado que os LA geraram em média 487,5 g P Eq/1.000m<sup>3</sup> e os BRM cerca de 259,5 g P Eq/1.000m<sup>3</sup>. Assim, nota-se que os LA geram mais impactos ambientais nessa categoria. Do total médio de impactos gerados pelos LA, 57,2% foi gerado devido ao uso de químicos no processo de operação das ETE. Desse total de impactos gerados pelos produtos químicos, cerca de 87% foi gerado pelo processo de produção do FeCl<sub>3</sub> utilizado. Já os BRM, 47,7% do total médio de impactos ambientais gerados foram devido ao uso de eletricidade, onde 52% dos impactos ocorre por conta da etapa de transformação de voltagem da energia produzida principalmente por fontes não renováveis.

- Toxicidade Humana (TH)

Observa-se na Tabela 4 e a Figura 24 que o maior potencial para a geração desse impacto ocorre nas menores ETEs. A PEQ-LA apresentou potencial igual a 1.250,0 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> enquanto que a PEQ-BRM apresentou 301,3 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> de potencial de impacto. Essa grande diferença é observada pois na fase de construção, a estação PEQ-LA gera 5 vezes mais impactos que a PEQ-BRM; quanto ao uso de produtos químicos a estação PEQ-LA gera 150 vezes mais impactos que a PEQ-BRM e, somente quanto ao uso da eletricidade gera mais impactos que a PEQ-LA, porém apenas cerca de 2 vezes mais.

Assim como nas categorias de impacto anteriores, quanto maior o volume de efluente tratado, menor foi o impacto gerado. Logo, a MED-LA 1 apresentou 903,2 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> com 62,3% dos impactos gerados na fase de operação (produtos químicos), bem como a MED-LA 2, que apresentou 449,3 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> com 65,8% de impacto gerado pelo uso de químicos no processo. No caso das estações de tratamento de médio porte de BRM foi encontrado em média 412,15 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> dos quais cerca de 60% ocorre por conta do uso de produtos químicos no processo, principalmente o FeCl<sub>3</sub>.

Concomitantemente, as estações de tratamento de grande porte seguem esse comportamento, diminuindo os valores de impacto. A GRD-LA 1 apresentou impacto igual a 72,0 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> e na GRD-LA 2 foi igual a 61,7 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, ambas com aproximadamente 50% de impacto gerado pelo uso da eletricidade. E as grandes ETEs de BRM apresentaram valores de impacto de 58,8 e 45,4 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, para GRD-

BRM 1 e GRD-BRM 2 respectivamente, ambos com mais de 60% desse valor de impacto gerado pela fase de operação (uso de eletricidade).

Logo, observa-se que o impacto médio gerado pelas ETEs de LA foi superior aos gerados pelos BRM. LA apresentou 620,75 kg 1,4-DCB-Eq/1.000m<sup>3</sup> enquanto BRM apresentou 271,4 kg 1,4-DCB-Eq/1.000m<sup>3</sup> em média, como apresentado pela Figura 25. Da média total de LA, 59,2% ocorreu devido ao uso de químicos no tratamento, principalmente o FeCl<sub>3</sub>. E no caso do impacto médio gerado pelos BRM, 47,1% foi gerado principalmente pelo uso de químicos como o FeCl<sub>3</sub>, Poliacrilamida e Policloreto de Alumínio.

- Ecotoxicidade Marinha (ETM)

Na estação PEQ-LA, o valor de impacto foi de 32,57 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> e para PEQ-BRM foi 11,35 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, como pode ser visto na Tabela 4. Na Figura 24, nota-se que o elevado impacto gerado pelo LA tem 46% de ocorrência por conta do uso de produtos químicos, enquanto que para a estação de tratamento com o BRM, 70% do impacto gerado é por conta do uso de energia elétrica.

Na MED-LA 1 e na MED-LA 2 foram apresentados respectivamente 24,03 e 12,23 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, dos quais cerca de 60% foram gerados devido ao uso de produtos químicos. Enquanto que na MED-BRM 1 foi observado 13,67 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, com 48,6% dos impactos gerados por conta do uso da energia elétrica e na MED-BRM 2 observou-se 11,83 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, com 59,1% gerado pelo uso de produtos químicos no processo.

Quanto as estações de tratamento de grande porte, a GRD-LA 1 apresentou 2,45 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> e a GRD-LA 2 resultou em 2,11 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup>, enquanto que a GRD-BRM 1 apresentou 2,46 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> e GRD-BRM 2 resultou em 1,78 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> de impactos nessa categoria. Do total de impactos gerados pelas ETEs de grande porte de LA, em média 64% dos impactos foram gerados pelo uso de energia elétrica e cerca de 81% do total de impactos dos BRM também foram gerados pela mesma razão.

Assim, nota-se que na estação de tratamento de pequeno e médio porte que utilizaram a tecnologia de LA, a geração de impactos ocorre pelo uso de produtos químicos como o FeCl<sub>3</sub>, que traz elevados impactos ambientais em decorrência de seu processo de produção. Já os BRM, em média 50,8% o impacto gerado ocorre pelo uso da eletricidade e seu processo de transmissão e transformação de voltagem.

- Eutrofização Marinha (EM)

Com relação a EM, de acordo com a Tabela 4, as tecnologias apresentaram maior potencial para a geração deste impacto nas menores estações de tratamento com 3,89 e 0,8 kg N-Eq/1000m<sup>3</sup> apresentados por PEQ-LA e PEQ-BRM, respectivamente. Na Figura 25, observa-se que esse valor de impactos apresentado pelo LA foi gerado em 73% do total devido ao uso do concreto na fase de construção e em 68% por conta do uso da eletricidade no caso da estação de BRM.

No caso das ETEs de médio porte, MED-LA1 apresentou 2,35 kg N-Eq/1000m<sup>3</sup> e MED-LA 2 com 1,13 kg N-Eq/1000m<sup>3</sup>. Por mais que tenham apresentado diferentes valores, ambos foram gerados principalmente por conta da fase de construção das ETE. Para as estações de tratamento com BRM foram encontrados menores valores em comparação às ETEs de LA, a MED-BRM 1 apresentou 0,82 kg N-Eq/1000m<sup>3</sup> com aproximadamente 54,5% do total de impacto geral pelo uso de energia e a MED-BRM 2 apresentou impactos igual a 0,76 kg N-Eq/1000m<sup>3</sup>, com cerca de 57% do impacto gerado pelo uso de produtos químicos.

Nas ETEs de grande porte, foram encontrados os menores valores de impactos ambientais na categoria EM, onde GRD-LA 1 apresentou 0,29 kg N-Eq/1000m<sup>3</sup> e a GRD-LA 2 apresentou 0,25 kg N-Eq/1000m<sup>3</sup>, ambas com mais de 60% dos impactos gerados na fase de construção das ETE. O mesmo comportamento foi observado nas estações de tratamento de BRM, apresentando 0,17 e 0,12 kg N-Eq/1000m<sup>3</sup> pelas estações GRD-BRM 1 e GRD-BRM 2, respectivamente, gerados por conta do uso da eletricidade.

De uma forma geral, observa-se o decréscimo do potencial de impacto para ambas as tecnologias com o aumento do volume de efluente tratado, apresentando menores valores de impacto nas grandes estações de tratamento. Destaca-se também que independente do porte da estação, esse impacto foi causado principalmente, pela fase de construção no caso das ETEs operadas com LA, principalmente devido a produção desse material (cerca de 64,9% dos impactos totais gerados pelo uso desse material) e pelo uso de eletricidade nas estações de tratamento por BRM, como observado na Figura 26, uma vez que sua produção e transmissão geram elevados impactos nessa categoria.

- Depleção de Recursos Minerais (DRM)

Para essa categoria de impacto, observa-se o padrão comportamental dos dados sendo mantido. Novamente com maiores potenciais de impactos foram encontrados nas menores estações de tratamento, com o valor de impacto na estação de LA (212,52 kg Fe-Eq/1000m<sup>3</sup>)

mais de três vezes maior que o valor encontrado na estação de BRM (58,21 kg Fe-Eq/1000m<sup>3</sup>), como visto na Tabela 4. Do total de impacto gerado pela PEQ-LA, 54,6% foi devido ao uso de produtos químicos e 42,7% devido a fase de construção. Enquanto que para a PEQ-BRM, 80% do impacto foi gerado na fase de construção.

Nas ETEs de médios porte, os valores de impactos encontrados são menores do que as estações de tratamento pequenas, com principal fonte de impacto a fase operacional devido aos químicos utilizados em ambas as tecnologias de tratamento. A MED-LA 1 apresentou 146,53 kg Fe-Eq/1000m<sup>3</sup> e a MED-LA 2 apresentou 75,32 kg Fe-Eq/1000m<sup>3</sup>, enquanto que a MED-BRM 1 apresentou 74,36 kg Fe-Eq/1000m<sup>3</sup> e a MED-BRM 2 apresentou 66,53 kg Fe-Eq/1000m<sup>3</sup> de impactos totais na categoria DRM.

Por fim, as ETEs de grande porte de LA, que apresentaram valores de impacto de 8,17 (GRD-LA 1) e 6,98 (GRD-LA 2) kg Fe-Eq /1000m<sup>3</sup> e tiveram cerca de 70% do impacto gerado na fase de construção devido aos impactos gerados na produção do concreto utilizado. E, nas estações de tratamento por BRM, o impacto na DRM foi de 6,02 kg Fe-Eq /1000m<sup>3</sup> pela GRD-BRM 1 e 4,77 kg Fe-Eq x 0,1/1000m<sup>3</sup> pela GRD-BRM 2, principalmente por conta do uso de eletricidade no sistema de tratamento.

Comparando-se os valores entre tecnologias, se nota claramente a superioridade na geração de impactos pela tecnologia de LA. Nessa categoria, a PEQ-LA apresentou valores aproximadamente 4 vezes maiores que a PEQ-BRM. Nesse caso, grande parte do impacto gerado pelos LA foi por conta do uso de produtos químicos como o FeCl<sub>3</sub>, responsável por uma média de 65,4% dos impactos, dos quais 75,2% foi gerado devido a etapa de construção da fábrica de químicos que produz esse componente.

- Redução da Camada de Ozônio (RCO)

Nessa categoria de impacto, o maior valor de impacto para a tecnologia de LA foi gerado pela estação de pequeno porte (477,1 mg CFC-11-Eq/1000m<sup>3</sup>), principalmente por conta da fase de operação pelo uso de grandes quantidades de FeCl<sub>3</sub>. A PEQ-BRM apresentou 85,2 mg CFC-11-Eq/1000m<sup>3</sup>, com 76,5% desse impacto gerado por conta do uso de energia, como observa-se na Tabela 4 e na Figura 25.

Para MED-LA 1 e MED-LA 2, foi observado impacto igual a 418,9 e 177,6 mg CFC-11-Eq/1000m<sup>3</sup> respectivamente, dos quais cerca de 72% para ambas as estações de tratamento são ocasionados pelo uso de químicos. Enquanto que MED-BRM 1 e MED-BRM 2 apresentaram

160 e 158,2 mg CFC-11-Eq/1000m<sup>3</sup> e em média 67,5% dos impactos por conta dos químicos utilizados no tratamento.

Quanto às ETEs de grande porte, foi observado que em todos os casos a principal fase que gerou impactos foi a operação por conta do uso de energia elétrica. GRD-LA 1 apresentou 24,0 mg CFC-11-Eq/1000m<sup>3</sup> com 53,1% dos impactos gerados pela eletricidade, a GRD-LA 2 apresentou 20,4 mg CFC-11-Eq/1000m<sup>3</sup> com 54,2% referente a eletricidade, a GRD-BRM 1 apresentou 19,5 mg CFC-11-Eq/1000m<sup>3</sup> com 93,9% por conta do uso da energia elétrica e GRD-BRM 2 apresentou 14,2 mg CFC-11-Eq/1000m<sup>3</sup> com 72,4% dos impactos pelo uso da eletricidade.

Os maiores valores de impactos foram encontrados na menor estação que utiliza LA devido ao uso de produtos químicos no tratamento, enquanto que para BRM o maior valor encontrado ocorreu na MED-BRM 1 devido à fase de operação por conta do uso de FeCl<sub>3</sub>, que mesmo usado em menores quantidades comparado ao LA, ainda acarreta grande parte do impacto gerado, como visto na Figura 26.

- Formação de Material Particulado (FMP)

De acordo com a Tabela 4, observa-se que a PEQ-LA apresentou 6,27 kg PM10-Eq/1000m<sup>3</sup> e a PEQ-BRM apresentou impactos nessa categoria igual a 1,97 kg PM10-Eq/1000m<sup>3</sup>. A estação de LA apresentou maior valor de impacto devido ao elevado potencial à geração de impactos na fase de construção da ETE (60,8% do total de impactos), enquanto que na estação de BRM o maior causador de impactos é a eletricidade utilizada no tratamento (69,6% dos impactos totais, como observa-se na Figura 25).

A MED-LA 1 gerou 4,21 kg PM10-Eq/1000m<sup>3</sup> de impactos nessa categoria, dos quais 43,4% se referem à fase de construção da ETE e a MED-LA 2 apresentou 1,98 kg PM10-Eq/1000m<sup>3</sup> de total de impactos gerados com 44,4% devido ao uso de produtos químicos no tratamento. Enquanto que as estações de tratamento que operam com o BRM apresentaram menores valores, sendo eles MED-BRM 1 que gerou 2,05 kg PM10-Eq/1000m<sup>3</sup>, dos quais 55,5% são referentes ao consumo de energia elétrica e MED-BRM 2 que apresentou 1,67 kg PM10-Eq/1000m<sup>3</sup> de impacto total nessa categoria, com 50,1% dos impactos gerados devido ao uso da eletricidade no tratamento.

Já no caso das ETEs de tratamento de grande porte, foram observados os menores valores, com principal causador de impactos o uso de eletricidade para todas as estações de tratamento. A GRD-LA 1 e a GRD-LA 2 apresentaram 0,52 e 0,44 kg PM10-Eq/1000m<sup>3</sup> com 51,5 e 52,8%

dos valores totais de impactos gerados pela produção da eletricidade, respectivamente. E a GRD-BRM 1 e a GRD-BRM 2 apresentaram respectivamente 0,42 e 0,28 kg PM10-Eq/1000m<sup>3</sup> com 91,5 e 76,23% de impactos gerados pela eletricidade.

De modo geral, a eletricidade foi dominante na geração de impactos nessa categoria. Nas menores estações de tratamento de LA foi observada a maior geração de impactos por conta da fase de construção (46,5% dos impactos totais médios). Entretanto, com o aumento do volume tratado o uso da eletricidade se eleva e ela ganha destaque na geração de impactos. No caso das ETEs de BRM, independente do porte da estação, a eletricidade é a principal fonte geradora de impactos, uma vez que a produção e transformação de voltagem da energia utilizada geram elevados potenciais de impactos.

- Acidificação Terrestre (AT)

Para essa categoria de impacto ambiental, bem como para as anteriores, observa-se na Tabela 4 o maior valor de impacto gerado pelas estações de tratamento de pequeno porte. A PEQ-LA apresentou 12,17 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> dos quais 62,8% ocorrem por conta da etapa de construção da ETE. E a PEQ-BRM totalizou 4,04 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> de impactos nessa categoria, dos quais 75,7% foram gerados devido ao uso da eletricidade, como observados na Figura 25.

Na MED-LA 1 foi observado um total de impactos de 7,93 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup>, menor que na estação de pequeno porte. Desse total, 46,1% é gerado pela fase de construção. A MED-LA 2 já apresenta 3,86 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> de impactos, porém com 40,3% destes sendo gerados pelo uso de químicos no processo. No caso das estações de tratamento MED-BRM 1 e MED-BRM 2 são gerados, respectivamente, 4,03 e 3,27 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> de total de impactos dos quais mais de 50% dos impactos são gerados pelo uso da eletricidade.

Por fim, na GRD-LA 1 foi apresentado um total de 1,11 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> de impacto com 54,2% dos impactos gerados devido ao uso de eletricidade, assim como observado na GRD-LA 2, que apresentou 0,94 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> total de impactos com 55,4% causados pelo uso da energia. Enquanto que a GRD-BRM 1 apresentou 0,92 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> de total de impactos com 93,8% dos impactos gerados pelo uso da eletricidade e a GRD-BRM 2 apresentou 0,62 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup>, com menor valor total de impactos gerados, dos quais 78,1% foram gerados pela eletricidade consumida no tratamento.

As estações de tratamento de pequeno e médio porte foram as que causaram maior impacto nessa categoria, sendo ele causado principalmente pelo uso do concreto na construção

das ETEs de LA, já que a produção do concreto gera cerca de 68,9% do total de impactos e o transporte dele gera 12,9% dos impactos. E, pelo uso da eletricidade nas estações de tratamento de BRM, visto que 50,5% dos impactos gerados ocorrem devido a transformação da energia de alta voltagem em média e 48,7% devido a produção da mesma, principalmente a partir de petróleo. Assim, as estações de tratamento que geraram, menos impactos nessa categoria foram as ETEs de grande porte, com destaque para a que utiliza BRM como tecnologia de tratamento.

- Ecotoxicidade Terrestre (ETT)

A estação de pequeno porte de LA foi a que apresentou maior valor de impacto dentre todas as ETEs em análise, com 0,375 kg 1,4-DCB-Eq/1000m<sup>3</sup> de impacto causado principalmente pelo uso do concreto. A PEQ-BRM também se destaca dentre as estações de tratamento analisadas desta tecnologia, já que apresenta um dos maiores valores de impacto nessa categoria (0,064 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup>), causado principalmente pelo uso da energia elétrica, como pode ser visualizado na Figura 25 e na Tabela 4, principalmente por conta da transformação de voltagem necessária (47,9% dos impactos relacionados à eletricidade) e a fase de produção da mesma por fontes como o petróleo e o gás natural (46,2%).

A MED-LA 1 apresentou 0,214 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> de impactos com 60,8% desse total sendo gerado pela fase de construção e uso do concreto. Já a MED-LA 2 apresentou 0,107 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> como total de impacto na categoria e 44,9% desse impacto gerado também pela fase de construção. A MED-BRM 1 apresentou 0,071 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> de impacto na categoria com 52,2% ocasionado pelo uso de eletricidade e a MED-BRM 2 apresentou 0,07 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> com 61,6% desse total gerado pelo uso de produtos químicos na operação da ETE.

As estações de tratamento de grande porte de LA apresentaram os menores valores de impactos gerados dessa tecnologia de tratamento (GRD-LA 1 com 0,027 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> e GRD-LA 2 com 0,023 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup>), dos quais mais de 60% foram gerados na fase de construção das ETEs. Assim como as estações de tratamento de grande porte de BRM, que apresentaram 0,014 e 0,017 kg SO<sub>2</sub>-Eq/1000m<sup>3</sup> de impactos totais.

Assim como para todas as categorias de impacto descritas, para a ETT a melhor opção de tratamento foi o BRM de grande porte, já que gerou menores valores de impacto. A tecnologia de lodos ativados gera maiores valores de potencial de impacto independente do porte da estação de tratamento analisada principalmente devido a fase de construção que utiliza concreto. O concreto traz consigo o elevado potencial de impactos pelas fases de transporte

(43,9% do impacto total relacionado ao concreto) e fase de produção do mesmo (43,5% do impacto total).

#### **4.2.1 Interpretação dos Resultados**

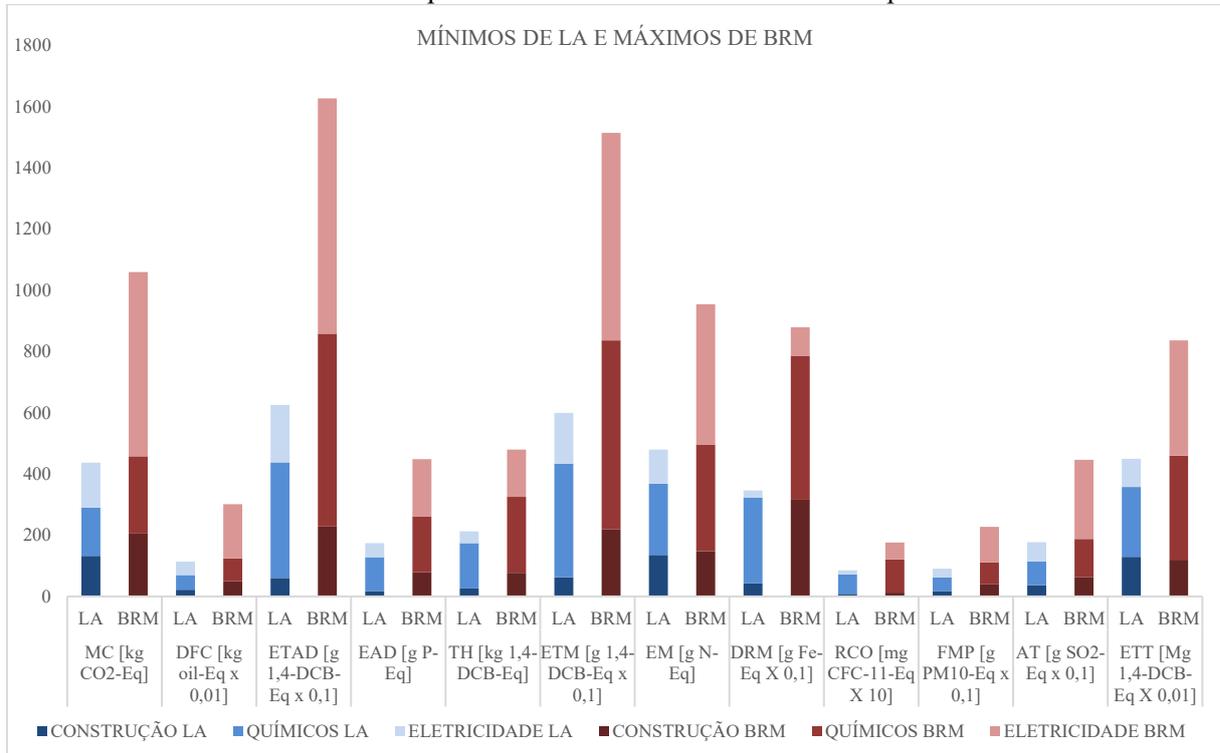
A Avaliação de Ciclo de Vida considerou duas técnicas de tratamento de efluentes e doze impactos ambientais. Os resultados sugerem que, em média, o BRM apresenta menor valor de potencial de impactos em todas as categorias analisadas. Na Figura 26, observa-se o resultado médio de acordo com cada uma das tecnologias e seus valores máximos e mínimos de acordo com o desvio padrão dos dados utilizados, considerando-se assim, os melhores e piores cenários de impactos ambientais gerados.

Assim, em condições médias, pode-se afirmar que os BRM apresentam menores valores de impactos em todas as categorias analisadas, sendo estes cerca de 2 vezes menores que os valores médios apresentados pelos LA. As estações de tratamento que operavam utilizando LA apresentam maiores valores de impactos na fase de construção, principalmente pelo uso de concreto, e pelo uso de produtos químicos como o  $\text{FeCl}_3$  na fase de operação. Enquanto que nos BRM, 11 dos 12 impactos analisados foram causados pelo elevado uso de eletricidade, já que a produção da energia elétrica gera muito impacto ao ambiente.

Para a construção da Figura 26, foram utilizados os dados médios de impactos para cada etapa do tratamento e dados médios para a geração de impactos de acordo com a tecnologia de tratamento. De posse desses dados médios por tecnologia foi calculado o desvio padrão considerando a série de dados referente a cada uma das tecnologias. Por fim, com os valores de desvio, foram calculados os valores mínimos e máximos para cada uma das tecnologias e foram criados cenários comparativos com esses valores.

A Figura 27 apresenta o cenário de valores mínimos possíveis de LA e máximos possíveis de BRM, ou seja, foram utilizados os menores valores possíveis em cada uma das fases do tratamento por meio de LA. Observa-se que nessa condição, o BRM apresentaria valores de impactos ambientais médios 2 vezes maiores em todas as categorias de impactos comparado aos valores mínimos de LA.

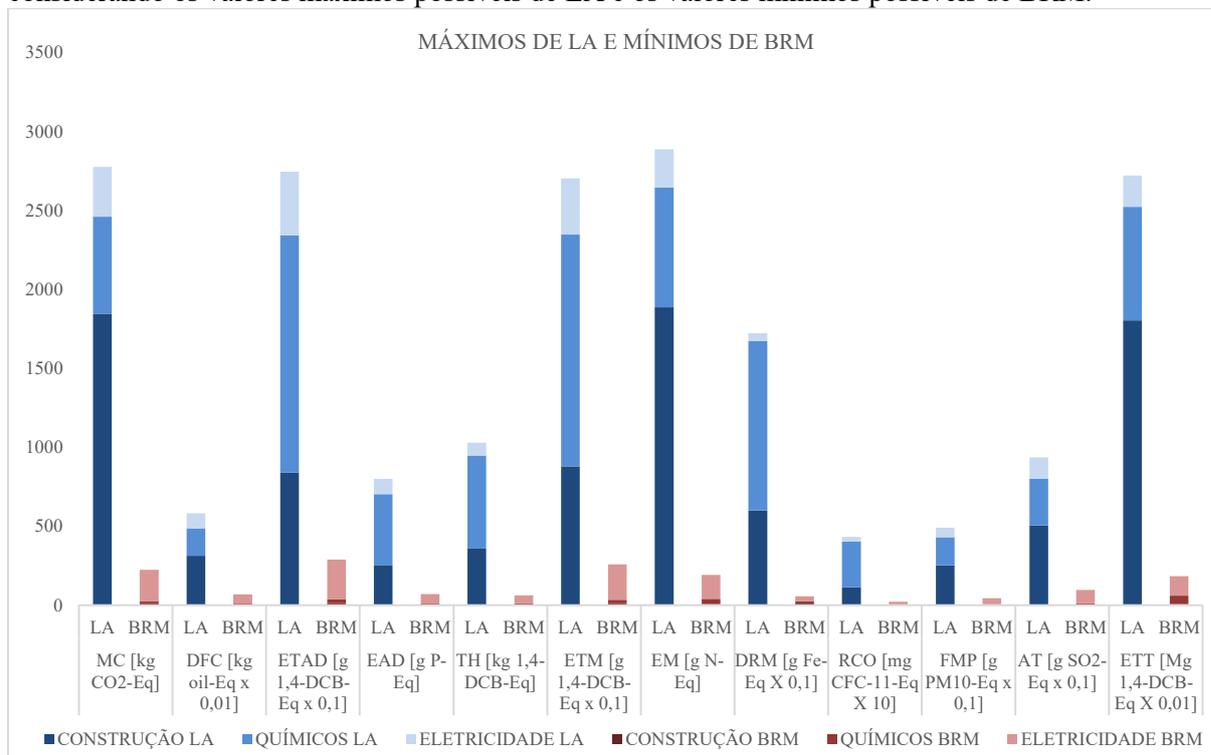
Figura 27. Potenciais de impactos médios gerados pelas tecnologias de tratamento de efluentes, considerando os valores mínimos possíveis de LA e os valores máximos possíveis de BRM.



Fonte: Autor.

Já na Figura 28 é apresentado o cenário oposto, com valores máximos possíveis de LA e mínimos possíveis de BRM. Nota-se que nesse caso, bem como nos valores de impactos médios, os LA apresentaram valores superiores quanto a geração de impactos ambientais. Entretanto, os valores chamam atenção por se tratar de valores 14 vezes maiores aos valores de impactos apresentados pelos BRM em seu melhor cenário de atuação.

Figura 28. Potenciais de impactos médios gerados pelas tecnologias de tratamento de efluentes, considerando os valores máximos possíveis de LA e os valores mínimos possíveis de BRM.



Fonte: Autor.

#### 4.2.2 Comparação dos resultados com a literatura

A literatura sobre os impactos ambientais do ciclo de vida de tecnologias de tratamento de efluentes no geral são escassas. Os estudos existentes diferem bastante em termos de objetivos do estudo, limites do sistema, unidades funcionais, premissas e metodologias de avaliação de impacto. Portanto, uma comparação significativa entre eles acaba se tornando complexa. No entanto, é feita uma tentativa de comparar os resultados do presente estudo com alguns outros. Para isso, foi tomado como foco os impactos gerados na categoria de mudanças climáticas, para a qual a metodologia de avaliação de impacto é consistente em diferentes estudos de ACV. A comparação de outros impactos não é possível, pois outros estudos não utilizaram a metodologia ReCiPe aplicada neste estudo.

Neste estudo, foi observado que para MC foram gerados 1.606,8 kg CO<sub>2</sub> Eq/1.000m<sup>3</sup> pelo uso dos LA e 641,9 kg CO<sub>2</sub> Eq/1.000m<sup>3</sup> para BRM. Do total de impacto médio gerado pelos LA, cerca de 61,5% ocorre na fase de construção da ETE devido ao uso de concreto (cerca de 99% do impacto gerado), que gera 87,5% dos impactos na produção desse material e cerca de 12% em seu transporte. Quanto ao total médio gerado pelos BRM, 62,2% foi gerado devido ao uso da eletricidade, dos quais 53,7% foi gerado na etapa de transformação da eletricidade de

alta voltagem para média voltagem e 46,3% na produção da energia considerando as fontes de energia brasileiras.

Apesar de grande parte da literatura existente na temática ACV em sistema de tratamento de efluentes incluindo LA e BRM concluírem seus artigos com o fato de que a maioria dos impactos ambientais estão ligados ao uso de energia (IOANNOU-TTOFA et al., 2016), esse estudo apresentou resultados diferentes. De acordo com os resultados apresentados no tópico anterior, conclui-se que a tecnologia de LA causa mais impactos ambientais devido às etapas de construção e devido ao uso de produtos químicos no processo. Enquanto que, apesar de causarem menos impactos ambientais, os BRM apresentaram grande parte do impacto causado devido ao uso da eletricidade.

Um exemplo disso é apresentado por Kamble et al. (2019), que realizam uma avaliação comparativa da fase de operação de seis tecnologias de tratamento e estimaram como potencial para a geração de mudanças climáticas igual a 294,4 kg CO<sub>2</sub> Eq/1.000m<sup>3</sup> de efluente tratado por LA e 728,3 kg CO<sub>2</sub> Eq/1.000m<sup>3</sup> de efluente tratado por BRM gerados. Afirmam ainda que o principal fator que contribuiu para a geração desse impacto foi o uso de eletricidade, já que a matriz energética da Índia, se baseia principalmente em fontes de energia não renováveis. A discrepância entre os dados dos autores e os dados obtidos nesse estudo provavelmente ocorre, pois, os autores utilizaram somente a etapa de operação na avaliação das tecnologias de tratamento.

Bertanza et al. (2017) também avaliaram e compararam os LA e BRM, e apesar de não disponibilizar o total de impactos gerados por cada tecnologia, concluíram que as maiores contribuições para a geração de impactos ambientais nas estações de tratamento em análise estão ligadas ao uso de eletricidade. Entretanto enfatizam que esses resultados encontrados dependem fortemente das condições locais, como em relação a matriz energética local, que nesse caso era italiana (composta por gás natural (43%), carvão duro (16%) e energia hidrelétrica (15%)), bem como ressaltado por Kamble et al. (2019). Ainda acrescentam a possibilidade de menores valores de impactos relacionados à eletricidade em países como Noruega e Suécia.

Arias et al. (2019), na avaliação de um sistema que opera com a tecnologia de BRM para o tratamento de efluentes, apresentaram como potencial de impactos para Mudanças Climáticas 1.280 kg CO<sub>2</sub> Eq/1.000m<sup>3</sup> e Chen et al. (2018) apresentam 1.040 kg CO<sub>2</sub> Eq/1.000m<sup>3</sup> para a mesma tecnologia. Ambos constataram potenciais quase duas vezes maiores para MC comparados aos potenciais registrados nesta pesquisa (641,9 kg CO<sub>2</sub> Eq/1.000m<sup>3</sup>), apesar de

Chen et al. (2018) considerar somente a fase operacional. Esses dados também são justificados pelo elevado consumo de eletricidade em ambos os artigos.

De forma semelhante, porém sem disponibilizar dados numéricos, Lazarova et al. (2012) em seu estudo comparativo também chamam atenção para o consumo de energia pelas ETEs operadas por BRM, apesar de alertarem quanto a qualidade do efluente tratado pela tecnologia. Afirmam ainda que os BRM não se apresentam como uma melhor alternativa de tratamento em comparação com os LA.

Assim, faz-se importante citar que, divergindo desses artigos base, neste estudo o BRM gerou menores valores de impactos apesar do elevado consumo de eletricidade. Porém, destaca-se o uso da matriz energética brasileira, que segundo a Empresa de Pesquisa Energética do Ministério de Minas e Energias (2018), é composta por 42,9% de energias renováveis, o que reduz consideravelmente a geração de impactos quando comparados a sistemas que utilizam matriz energética baseada em fontes não renováveis, principalmente quando advinda de combustíveis fósseis.

### 4.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS SISTEMAS

#### 4.3.1 Inventário da Avaliação da Eficiência dos Sistemas

O Inventário da Avaliação da Eficiência dos Sistemas engloba os dados físico-químicos de efluentes brutos e tratados, apresentados na Tabela 5. Para os dados de efluente bruto que não foram fornecidos, foram utilizados os dados médios de efluentes brutos, de acordo com a realidade do país em que a ETE se encontrava, apresentados por Gallego-Schmid e Tarpani (2019), enquanto que os dados de efluentes tratados considerados na avaliação foram os fornecidos pelos autores.

#### 4.3.2 Avaliação dos Resultados

Na Figura 29, são apresentados os dados médios, máximos e mínimos de acordo com o desvio padrão, da DBO, a DQO, o Nt, o Pt e os SST em mg/m<sup>3</sup> para os efluentes brutos e tratados de cada tecnologia de tratamento. Observa-se grandes potenciais de remoção tanto de material orgânico como de nutrientes e sólidos por meio das tecnologias de tratamento.

Tabela 5. Inventário dos dados utilizados na Avaliação de Eficiência dos Sistemas de LA e BRM.

	Unidade	Dados utilizados na AES									
		PEQ – LA	PEQ – BRM	MED – LA 1	MED – BRM 1	MED – LA 2	MED – BRM 2	GRD – LA 1	GRD – BRM 1	GRD – LA 2	GRD – BRM 2
<b>Efluente Bruto</b>											
<b>DBO</b>	g/m <sup>3</sup>	240,0 <sup>a</sup>	222,61 <sup>b</sup>	205,0 <sup>b</sup>	205,0 <sup>b</sup>	251,0 <sup>b</sup>	251,0 <sup>b</sup>	125,5 <sup>a</sup>	125,5 <sup>a</sup>	251,0 <sup>b</sup>	205,0 <sup>b</sup>
<b>DQO</b>	g/m <sup>3</sup>	480,0 <sup>a</sup>	445,23 <sup>a</sup>	410,0 <sup>b</sup>	410,0 <sup>b</sup>	551,0 <sup>b</sup>	551,0 <sup>b</sup>	251,0 <sup>a</sup>	251,0 <sup>a</sup>	551,0 <sup>b</sup>	410,0 <sup>b</sup>
<b>N<sub>total</sub></b>	g/m <sup>3</sup>	46,0 <sup>a</sup>	54,76 <sup>a</sup>	42,0 <sup>b</sup>	42,0 <sup>b</sup>	46,0 <sup>b</sup>	46,0 <sup>b</sup>	24,90 <sup>a</sup>	24,90 <sup>a</sup>	46,0 <sup>b</sup>	42,0 <sup>b</sup>
<b>P<sub>total</sub></b>	g/m <sup>3</sup>	14,0 <sup>a</sup>	8,24 <sup>a</sup>	10,0 <sup>b</sup>	10,0 <sup>b</sup>	14,0 <sup>b</sup>	14,0 <sup>b</sup>	3,90 <sup>a</sup>	3,90 <sup>a</sup>	14,0 <sup>b</sup>	10,0 <sup>b</sup>
<b>SST</b>	g/m <sup>3</sup>	280,0 <sup>a</sup>	195,0 <sup>b</sup>	252,0 <sup>b</sup>	252,0 <sup>b</sup>	252,0 <sup>b</sup>	252,0 <sup>b</sup>	137,0 <sup>a</sup>	137,0 <sup>a</sup>	252,0 <sup>b</sup>	195,0 <sup>a</sup>
<b>Efluente Tratado</b>											
<b>DBO</b>	g/m <sup>3</sup>	16,8 <sup>a</sup>			0,123 <sup>a</sup>	25,0 <sup>a</sup>	20,0 <sup>a</sup>	11,0 <sup>a</sup>	6,25 <sup>a</sup>		6,15 <sup>a</sup>
<b>DQO</b>	g/m <sup>3</sup>	21,6 <sup>a</sup>	15,23 <sup>a</sup>		0,245 <sup>a</sup>	125,0	120,0 <sup>a</sup>	22,0 <sup>a</sup>	12,5 <sup>a</sup>		10,48 <sup>a</sup>
<b>N<sub>total</sub></b>	g/m <sup>3</sup>	12,88 <sup>a</sup>	18,47 <sup>a</sup>		0,0 <sup>a</sup>	15,0 <sup>a</sup>	10,0 <sup>a</sup>	9,7 <sup>a</sup>	8,5 <sup>a</sup>		5,85 <sup>a</sup>
<b>P<sub>total</sub></b>	g/m <sup>3</sup>	3,5 <sup>a</sup>	4,68 <sup>a</sup>		0,0 <sup>a</sup>	2,0 <sup>a</sup>	1,0 <sup>a</sup>	0,6 <sup>a</sup>	1,0 <sup>a</sup>		0,085 <sup>a</sup>
<b>SST</b>	g/m <sup>3</sup>	12,6 <sup>a</sup>				60,0 <sup>a</sup>	35,0 <sup>a</sup>	12,9 <sup>a</sup>	0,7 <sup>a</sup>		4,27 <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Dados fornecidos pelos autores.

<sup>b</sup> Dados estimados de acordo com Gallego-Schmid e Tarpani (2019).

O valor médio de DBO observado em efluente bruto foi de 214,5 g/m<sup>3</sup> para o tratamento por LA e 201,82 g/m<sup>3</sup> para BRM. Após o tratamento por LA foi observado uma média de 11,7 g/m<sup>3</sup> de DBO, o que representa 94,5% de potencial de remoção por meio do uso dessa tecnologia, como apresentado na Tabela 6. Enquanto que para o efluente tratado pelos BRM foi encontrado um valor médio de 8,13 g/m<sup>3</sup>, que representou cerca de 96% de remoção de material orgânico. Mesmo que com uma sutil diferença, observa-se melhor potencial de redução da DBO pela tecnologia de BRM.

Tabela 6. Percentual de remoção de poluentes médios pelas tecnologias de Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana.

<b>Parâmetro Físico-Químico</b>	<b>LA médio</b>	<b>BRM médio</b>
<b>DBO (%)</b>	94,55	95,97
<b>DQO (%)</b>	90,60	92,33
<b>N (%)</b>	77,07	79,56
<b>P (%)</b>	86,36	85,34
<b>SST (%)</b>	90,89	93,54

Fonte: Autor.

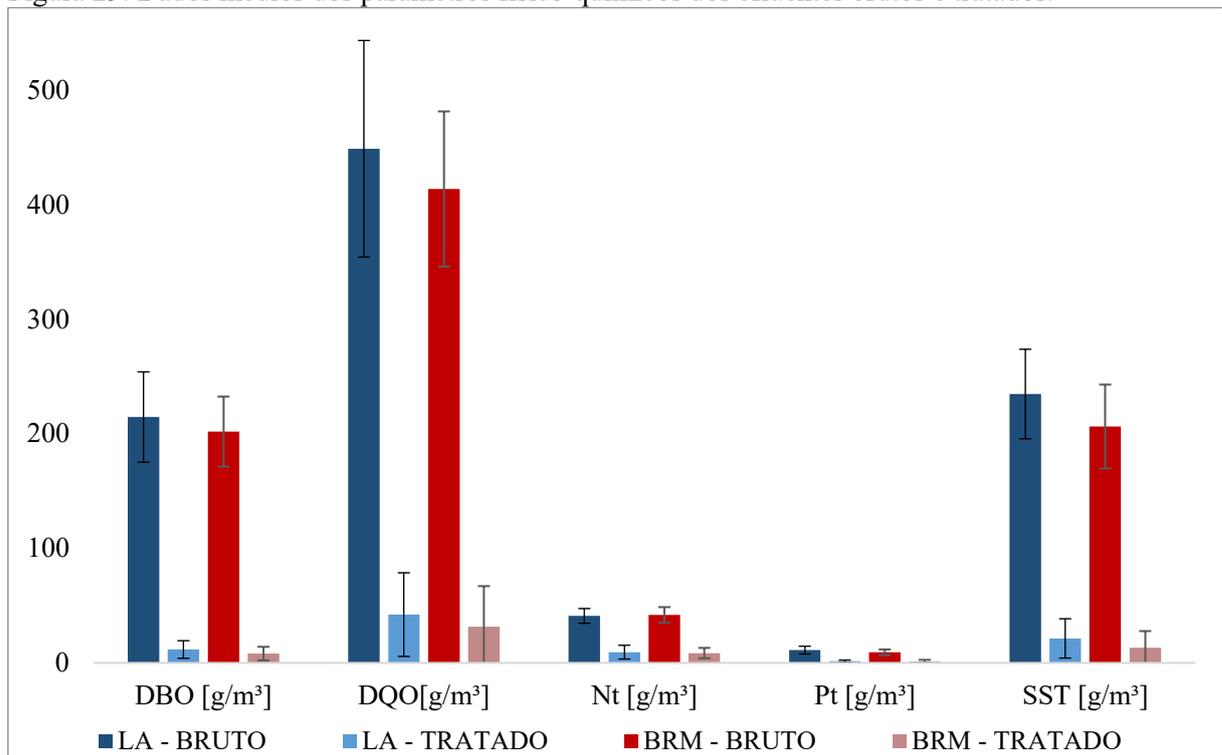
Para a DQO, o potencial de remoção observado pelos BRM também foi ligeiramente mais elevado que para o efluente tratado por LA. O efluente bruto dos LA teve em média 448,6 g/m<sup>3</sup> de DQO e o dos BRM apresentou 413,45 g/m<sup>3</sup> em média. Como resultado do tratamento realizado por LA, observou-se DQO igual a 42,15 g/m<sup>3</sup> em média, o que representa 90,6% de remoção desse parâmetro por meio do tratamento. Para os BRM, foi identificado 31,7 g/m<sup>3</sup> de DQO no efluente tratado, que significa que 92,4% foi removido.

Quanto a remoção de nutrientes, para Nt foi observado que o efluente bruto apresentou em média 40,98 g/m<sup>3</sup> e 9,4 g/m<sup>3</sup> foi constatado depois do tratamento por LA, que representou um potencial médio de remoção de 77% por meio dessa tecnologia, como observado na Tabela 6. Enquanto que os BRM apresentaram 79,6% de remoção, com média de 41,9 g/m<sup>3</sup> no efluente bruto e 8,56 g/m<sup>3</sup> no efluente tratado, com maior potencial de remoção comparado ao potencial observado pelos LA.

Para o Pt, os LA tiveram destaque no potencial de remoção, apresentando 86,3% de remoção, ligeiramente maior que o potencial de remoção dos BRM (85,4%). No efluente bruto tratado por LA foi observado em média 11,2 g/m<sup>3</sup> de Pt e no efluente tratado 1,5 g/m<sup>3</sup>. Já no efluente tratado pelos BRM, em média 9,23 g/m<sup>3</sup> de Pt foi observado no efluente bruto e 1,4 g/m<sup>3</sup> no efluente tratado pela tecnologia.

Por fim, para os SST foi observado valores médios de 234,6 g/m<sup>3</sup> de SST no efluente bruto à ser tratado pelos LA e 206,2 g/m<sup>3</sup> de SST no efluente bruto de BRM. Apresentando cerca de 90,8% de remoção por LA, foi observado no efluente final tratado por essa tecnologia, em média 21,4 g/m<sup>3</sup> de SST. Enquanto que os BRM apresentaram potencial de remoção igual a 93,6%, com valor de SST no efluente tratado igual a 13,3 g/m<sup>3</sup>, com melhor potencial de remoção comparado aos LA.

Figura 29. Dados médios dos parâmetros físico-químicos dos efluentes brutos e tratados.



Fonte: Autor.

Logo, nota-se que para os parâmetros DBO, DQO, Nt e SST foi observado maior potencial de remoção quando o efluente foi tratado com o BRM e para Pt, os LA apresentaram um valor ligeiramente melhor que os BRM. Apesar de se tratarem de dados disponibilizados pelos autores dos artigos, apresentam valores de eficiência de tratamento para a tecnologia de LA bem elevados e próximos as porcentagens de remoção de tecnologias avançadas como os BRM.

#### 4.3.3 Comparação dos resultados com a literatura

Visto que os resultados encontrados divergem de alguns estudos, é importante destacar que somente os autores Garfí, Flores e Ferrer (2017), Lazarova et al. (2012) e Bertanza et al.

(2017) citam dados de efluentes tratados por LA, os quais foram tomados como base nessa análise. Por conta disso, algumas considerações foram observadas.

Garfí, Flores e Ferrer (2017) utilizam uma estação de tratamento que opera com a tecnologia de lodos ativados com aeração prolongada, na qual o decantador primário é retirado do sistema, mantendo-se então um maior TDH e idade de lodo. Com a retirada da decantação primária, torna-se possível altos índices de eficiência de remoção do sistema de tratamento, a redução da área da estação de tratamento e redução na geração de lodo como resíduos do tratamento (VON SPERLING, 2007). Logo, o elevado potencial de remoção descrito pelos autores pode ser justificado pelo uso da tecnologia de forma modificada.

Lazarova et al. (2012), por sua vez, não descrevem em números os dados físico-químicos do efluente final tratado pelos LA, eles apenas destacam a necessidade do efluente se enquadrar na legislação vigente na Europa, onde a ETE está inserida. Por conta disso, são tomados como bases os valores limites da legislação.

Já Bertanza et al. (2017), citam em seu artigo que ambas as estações de tratamento analisadas por eles utilizam o processo modificado de Ludzack-Ettinger para a remoção combinada de material orgânico, nitrito, nitrato e amônia. Logo, nesse processo é empregada uma combinação de uma zona anóxica com uma aeróbia. Além disso, para que ocorra a remoção de fósforo, é realizada a adição de sulfato de alumínio nos reatores biológicos, tanto do LA como do BRM, para que por precipitação simultânea, o padrão mínimo exigido de 1mg P/L no efluente fosse alcançado. Entretanto, eles destacam que a dosagem de sulfato de alumínio deve ser limitada na presença de um processo de filtração por membrana, a fim de minimizar o risco de ocorrência de colmatação, dada a formação de precipitados na presença deste químico, porém reduzindo o potencial de remoção desse nutriente.

Assim, destaca-se que as ETEs que operaram com a tecnologia de LA tomadas como base nesta avaliação utilizaram sistemas que favoreceram a remoção de nutrientes, justificando as altas taxas de remoção. Enquanto que a maioria das ETEs operadas com BRM avaliadas, utilizaram o sistema de tratamento convencional e alcançaram elevados potenciais de eficiência de remoção, dando destaque à essa tecnologia nessa avaliação.

## 4.4 ANÁLISE DE DESEMPENHO AMBIENTAL DOS SISTEMAS

### 4.4.1 Normalização dos Resultados

Após a realização da ACV e da AES foram gerados dados médios de impactos ambientais, os quais foram apresentados nas Figuras 26 e 29. Esses dados foram coletados e passaram pelo procedimento de normalização, utilizando a Equação (2) descrita na Metodologia.

Os valores normalizados em escala de 0 a 1 são apresentados na Figura 30, onde são apresentados os valores médios, máximos e mínimos de acordo com o desvio padrão dos dados. Destaca-se que os valores máximos possíveis foram considerados igual a 1 e o restante foi calculado em função do máximo.

### 4.4.2 Análise Comparativa dos Resultados

Por meio da análise da Figura 30, é possível observar o comportamento dos dados de forma mais clara quanto ao desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de efluentes.

Observa-se que os dados referentes a tecnologia de Lodos Ativados demonstram maior possibilidade de geração de impactos na grande maioria das categorias de impactos ambientais analisadas nesse trabalho.

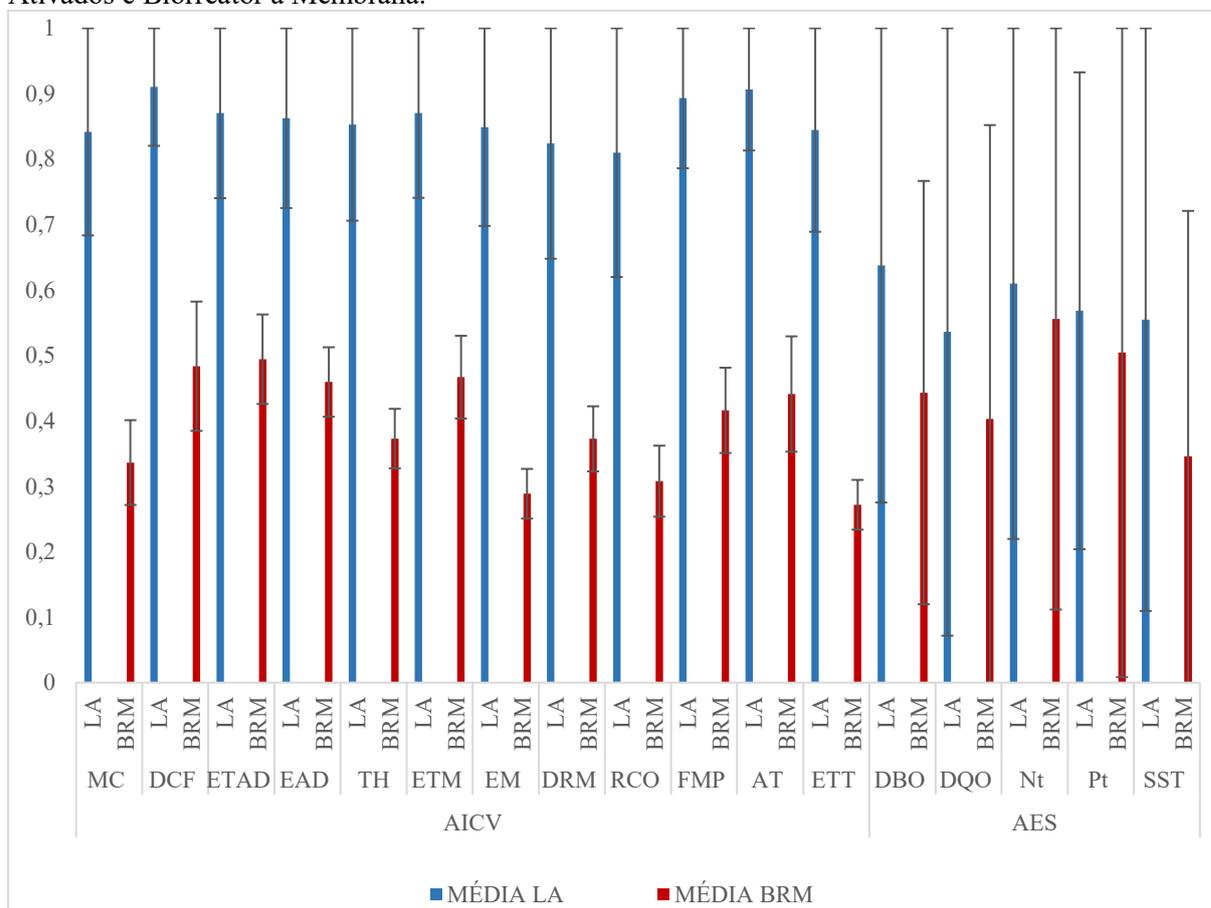
É nítida a geração de maiores potenciais de impactos relacionados as categorias de impacto analisadas na ACV. Entretanto observa-se que os potenciais de impactos gerados pelas AES apresentam valores relativamente próximos, visto que se assemelham quanto ao potencial de remoção de poluentes.

Além da observação visual dos dados apresentados na Figura 29, foi gerado um valor de indicador de impacto médio, que determina o potencial de geração de impactos ambientais considerando todos os critérios (as doze categorias de impactos ambientais avaliadas na ACV e os cinco parâmetros analisados na AES). A tecnologia de Lodos Ativados recebeu valor igual a 0,78, enquanto que Biorreatores a Membrana, 0,41, considerando 1 o maior valor de impactos ambientais.

Assim, de acordo com as análises realizadas anteriormente, respeitando as particularidades e estimativas realizadas e descritas na Metodologia, pode-se afirmar que a

tecnologia de BRM apresentou melhor desempenho ambiental, visto que gerou menos impactos ao meio ambiente.

Figura 30. Análise de Desempenho Ambiental dos Sistemas de Tratamento de Efluentes por Lodos Ativados e Biorreator a Membrana.



Fonte: Autor.

#### 4.4.3 Comparação dos resultados com a literatura

Não foram encontrados estudos que realizaram a ACV e uma avaliação considerando a qualidade do efluente tratado. Além disso, os estudos diferem quanto aos objetivos, limites do sistema, unidade funcional e metodologia de AICV. Apesar disto, Lazarova et al. (2012), Bertanza et al. (2017) e Kamble et al. (2019) realizaram em seus estudos comparações entre as mesmas tecnologias de tratamento analisadas aqui e obtiveram resultados diferentes.

Lazarova et al. (2012) destacam em seu trabalho que, em se tratando da geração de impactos ambientais por conta da emissão de GEEs, os BRM não são a melhor opção de tratamento, já que utilizam grandes quantidades de energia para seu funcionamento. Entretanto destacam que a ACV não leva em consideração a qualidade do efluente final e a possibilidade

de reúso que o BRM proporciona aos efluentes tratados por ele, que poderiam facilmente superar os impactos negativos gerados pelo consumo energético.

Já Bertanza et al. (2017) concluem seu estudo falando sobre um resultado neutro para a análise ambiental, já que o BRM utiliza menores quantidades de químicos porém elevado consumo energético, além de ressaltarem que os resultados obtidos são específicos para o local onde foi realizado o estudo, visto que conta com condições específicas como matriz energética local. Resultados semelhantes foram apresentados por Kamble et al. (2019), que justificam o elevado potencial para a geração de impactos ambientais devido ao uso de fontes de energia fortemente ligadas ao carbono na Índia, e conclui que os valores de impactos devem ser reduzidos se considerados países com matriz de energia elétrica mais verde.

## 5 CONCLUSÕES

A ACV se demonstrou eficiente para a avaliação de ambos os sistemas, Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana. Na fase de construção do inventário, apesar da dificuldade de encontrar dados secundários incluídos no escopo desse trabalho, o objetivo do estudo foi alcançado. Entretanto, vale destacar a necessidade de divulgação de estudos que compreendam a fase de construção das estações de tratamento de efluentes, visto que a grande maioria dos estudos focam somente na fase de operação.

De uma forma geral, na ACV os LA apresentaram maiores valores de potencial para a geração de impactos em todas as categorias avaliadas, o que demonstra a superioridade da tecnologia BRM quanto aos quesitos ambientais considerados nessa avaliação.

Considerando os impactos gerados pela tecnologia de LA, em 50% das categorias de impactos avaliadas na ACV (MC, DCF, EM, FMP, AT e ETT) em média 54,3% dos impactos foram gerados na fase de construção das estações de tratamento, principalmente pelo uso de concreto. Enquanto que no restante das categorias (ETAD, EAD, TH, ETM, DRM e RCO) foi observado que em média 60,3% dos impactos foram gerados devido ao uso de produtos químicos durante a operação da ETE, principalmente pelo uso de  $\text{FeCl}_3$ .

Em relação aos impactos gerados pelas estações de tratamento que operavam com BRM, foi observado que em 75% das categorias de impactos analisadas, em média 55,6% do total de impactos foi gerada pelo uso da eletricidade durante a operação do sistema. As categorias restantes apresentaram cerca de 51,4% do total de impactos devido ao uso de químicos durante o processo de tratamento.

Quanto à AES, nota-se que ambos os sistemas apresentaram elevadas eficiências de remoção (com mais de 75% de remoção em todos os parâmetros), uma vez que os sistemas de LA tomados como referência possibilitaram uma melhor remoção comparadas as médias encontradas em bibliografias para Lodos Ativados Convencionais. Todavia, mesmo com ligeiras diferenças de cerca de 2% de maior ou menor potencial de remoção, no geral os sistemas de BRM apresentaram melhores médias de eficiência e melhor qualidade do efluente.

Por fim, na ADAS ficou claro que a tecnologia de Lodos Ativados gerou mais impactos ambientais e, conseqüentemente, apresentou o desempenho ambiental inferior em comparação aos Biorreatores a Membrana, confirmando assim que os BRM foram a melhor alternativa de tratamento de efluentes nas particularidades assumidas nesse estudo.

## 6 SUGESTÕES E TRABALHOS FUTUROS

Destaca-se que este estudo teve como foco as etapas de construção e operação de estações de tratamento que operavam com as tecnologias de Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana. Assim, é importante que trabalhos futuros considerem todas as etapas de tratamento existentes em uma ETE, bem como todos os fluxos de entrada e saída dos sistemas. Este trabalho não considerou a desativação e demolição das ETEs e nem as emissões de gases à atmosfera geradas pelos sistemas de tratamento.

Considerando essas observações, no decorrer da Avaliação de Ciclo de Vida algumas particularidades foram observadas uma vez que foram obtidos resultados divergentes aos encontrados na literatura. Nesse estudo foi observado que o melhor desempenho ambiental ocorreu pelo uso dos BRM, sendo esta a melhor opção de tecnologia a ser utilizada no tratamento de efluentes. Como já destacado anteriormente, a divergência de resultados está diretamente ligada a realidade local do sistema, não somente para o parâmetro eletricidade, mas para todos os outros.

Para que os parâmetros em análise no ciclo de vida reflitam a realidade local e gerem recomendações mais coerentes quanto a melhoria nos sistemas, é necessário que o sistema como um todo seja adequado a realidade local. É necessária a criação de inventários locais. É importante que mais pesquisas sejam realizadas e publicadas, a fim de enriquecer a base de dados local.

O mesmo deve ser considerado na avaliação da eficiência de sistemas, uma vez que a cultura e os costumes locais geram diferentes concentrações de poluentes nos efluentes a serem tratados.

Assim, em trabalhos futuros, para a realização de uma avaliação de desempenho de sistemas de tratamento de efluentes é de suma importância que sejam tomados como base dados primários ou, no mínimo, dados gerados no Brasil. Dessa forma, intervenções reais podem ser realizadas visando a otimização dos processos de tratamento.

## REFERÊNCIAS

ARIAS, A.; VALLINA, I.; LORENZO, Y.; KOMESLI, O. T.; KATSOU, E.; FEIJOO, G.; MOREIRA, M. T. Water Footprint of a Decentralised Wastewater Treatment Strategy Based on Membrane Technology. In: **Environmental Water Footprints**. Santiago de Compostela, Espanha: Springer Singapore, 2019. p. 85–119.

BARE, J. C.; HOFSTETTER, P.; PENNINGTON, D. W.; UDO DE HAES, H. A. Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits. **Int. J. LCA**, v. 5, n. 6, p. 319–236, 2000.

BARNARD, J. L. Biological denitrification. **Water Pollution Control**, v. 72, n. 6, p. 705–720, 1973.

BATTISTELLI, A. . **ELETROBIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS OBJETIVANDO A REMOÇÃO DE NUTRIENTES E O CONTROLE DA COLMATAÇÃO**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

BELLI, T. J. **Biorreator à Membrana em Batelada Sequencial para a Remoção de Nutrientes de Esgoto Sanitário: desempenho do tratamento, colmatação das membranas e estratégias de otimização**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

BELLI, T. J.; BERNARDELLI, J. K. B.; DA COSTA, R. E.; BASSIN, J. P.; AMARAL, M. C. S.; LAPOLLI, F. R. Effect of solids retention time on nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in a sequencing batch membrane bioreactor. **Environmental Technology**, v. 38, n. 7, p. 806–815, 3 abr. 2017.

BERTANZA, G.; CANATO, M.; LAERA, G.; VACCARI, M.; SVANSTRÖM, M.; HEIMERSSON, S. A comparison between two full-scale MBR and CAS municipal wastewater treatment plants: techno-economic-environmental assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 21, p. 17383–17393, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **RESOLUÇÃO No 357**, p. 58–63, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução No 430**, p. 9, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>.

CECATO, L. D. **AVALIAÇÃO ECONÔMICA DE UM BIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS VISANDO O REÚSO DE ÁGUAS**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

CHEN, Z.; WANG, D.; SUN, M.; HAO NGO, H.; GUO, W.; WU, G.; JIA, W.; SHI, L.; WU, Q.; GUO, F.; HU, H. Y. Sustainability evaluation and implication of a large scale

membrane bioreactor plant. **Bioresource Technology**, v. 269, p. 246–254, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.107>>.

CORNEJO, P. K.; ZHANG, Q.; MIHELICIC, J. R. How Does Scale of Implementation Impact the Environmental Sustainability of Wastewater Treatment Integrated with Resource Recovery? **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 6680–6689, 2016. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b05055>>. Acesso em: 12 jun. 2019.

COROMINAS, L.; FOLEY, J.; GUEST, J. S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H. F.; MORERA, S.; SHAW, A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5480–5492, 2013.

COSTA, R. E.; BATTISTELLI, A. A.; BERNARDELLI, J. K. B.; BASSIN, J. P.; BELLI, T. J.; LAPOLLI, F. R. Assessing the performance and microbial community of hybrid moving bed and conventional membrane bioreactors treating municipal wastewater. **Environmental Technology**, p. 1–14, 11 nov. 2017.

COULSON, J. M.; RICHARDSON, J. F.; BACKHURST, J. R.; HARKER, J. H. **Chemical Engineering - Fluid Flow, Heat Transfer And Mass Transfer**. 6. ed. Oxford, UK: Elsevier Science, 1999.

DEGHANI, R.; MIRANZADEH, M. B.; TEHRANI, A. M.; AKBARI, H.; IRANSHAHI, L.; ZERAATKAR, A. Evaluation of raw wastewater characteristic and effluent quality in Kashan Wastewater Treatment Plant. **Membrane Water Treatment**, v. 9, n. 4, p. 273–278, 2018.

EEA, E. E. A. Life Cycle Assessment – A guide to approaches, experiences and information sources. **Environmental Issues Series**, v. 6, 1997.

EMMERSON, R.; MORSE, G.; LESTER, J.; EDGE, D. The life-cycle analysis of small scale sewage-treatment processes. **J. CIWEM.**, v. 9, p. 317–325, 1995.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER NETO, G.; NORONHA, S. M. **Apoio à Decisão: Metodologias para Estruturação de Problemas e Avaliação Multicritério de Alternativas**. [s.l: s.n.]

EPE, E. de P. E. **Balanco Energético Nacional - Relatório Síntese, ano base 2017** Ministério de Minas e Energias Rio de Janeiro Empresa de Pesquisa Energética, , 2018. .

EUROPEAN UNION. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context**. 1a. ed. Luxemburgo: Publications Office of the European Union, 2011.

FOLEY, J.; HAAS, D. de; HARTLEY, K.; LANT, P. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. **Water Research**, v. 44, p. 1654–1666, 2010a. Disponível em: <<https://pdf.sciencedirectassets.com/271768/1-s2.0-S0043135410X00057/1-s2.0-S0043135409007738/main.pdf?x-amz-security-token=AgoJb3JpZ2luX2VjECsaCXVzLWVhc3QtMSJIMEYCIQDhc%2BitCMDDRKYC%2Fvxyr3SFu0ie5Vy1rnwQmJla9cp3LwIhAP%2F7u3AtUFUwnjJpwUZCfeYk1a4Dvqb3I56Ce w>>. Acesso em: 17 maio. 2019.

FOLEY, J. M.; ROZENDAL, R. A.; HERTLE, C. K.; LANT, P. A.; RABAEY, K. Life cycle assessment of high-rate anaerobic treatment, microbial fuel cells, and microbial electrolysis cells. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 9, p. 3629–3637, 2010b.

FRIEDRICH, E.; PILLAY, S.; BUCKLEY, C. A. The use of LCA in the water industry and the case for an environmental performance indicator. **Water SA**, v. 33, n. 4, p. 443–451, 2007.

GALLEGO-SCHMID, A.; TARPANI, R. R. Z. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: A review. **Water Re**, v. 153, p. 63–79, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.010>>. Acesso em: 29 jan. 2019.

GALLEGUILLOS, M. **Optimisation of landfill leachates treatment by membrane bioreactor**. 2011. University of Liège, PhD thesis, 2011.

GARFÍ, M.; FLORES, L.; FERRER, I. Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, p. 211–219, set. 2017.

GIACOBBO, A. **Biorreator à membrana aplicado ao tratamento de efluentes**. 2010. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.

GOEDKOOP, M. J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; SCHRYVER, A. De; STRUIJS, J.; VAN ZELM, R. **ReCiPE 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level** Noruega Westview Print Boulder, , 2013. .

GUALBERTO, F. F. **OTIMIZAÇÃO DE PROCESSOS DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO DE ESGOTOS SANITÁRIOS MEDIANTE A UTILIZAÇÃO DE SAIS DE FERRO COMO COAGULANTE**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, 2009.

GULHANE, M. L.; PAWAR, S. V. Comparative Study of Wastewater Treatment Technologies for a Township. **International Journal for Scientific Research & Development**, v. 3, n. 4, p. 1077–1081, 2015.

HØIBYE, L.; CLAUSON-KAAS, J.; WENZEL, H.; LARSEN, H. F.; JACOBSEN, B. N.; DALGAARD, O. Sustainability assessment of advanced wastewater treatment technologies. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 5, p. 963–968, 2008.

HOSPIDO, A.; SANCHEZ, I.; RODRIGUEZ-GARCIA, G.; IGLESIAS, A.; BUNTNER, D.; REIF, R.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Are all membrane reactors equal from an environmental point of view? **Desalination**, v. 285, p. 263–270, 2012.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. D. M.; HOLLANDER, A.; ZIJP, M.; VAN ZELM, R. **ReCiPe 2016 v1.1**. 2017a. Disponível em: <[www.rivm.nl/en](http://www.rivm.nl/en)>.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. D. M.; HOLLANDER, A.; ZIJP, M.; VAN ZELM, R. **ReCiPe 2016 v1.1**. 2017b.

HUMBERT, S.; DE SCHRYVER, A.; BENGUA, X.; MARGNI, M.; JOLLIET, O. **IMPACT 2002+**: User Guide. **Quantis - Sustainability counts**, 2012.

IOANNOU-TTOFA, L.; FOTEINIS, S.; CHATZISYMEON, E.; FATTA-KASSINOS, D. The environmental footprint of a membrane bioreactor treatment process through Life Cycle Analysis. **Science of the Total Environment**, **The**, v. 568, p. 306–318, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.032>>. Acesso em: 27 ago. 2018.

ISO, I. O. for S. ISO 14040 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. 2006a.

ISO, I. O. for S. ISO 14044 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. 2006b.

JEGATHEESAN, V.; KUMAR PRAMANIK, B.; CHEN, J.; NAVARATNA, D.; CHANG, C.-Y.; SHU, L. Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 204, p. 202–212, 2016.

JOINT RESEARCH CENTRE, J. **Analysis of existing environmental impact assessment methodologies for use in life cycle assessment: background document**. Itália: JRC - European Commission, 2010. .

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

JUDD, S. **Industrial MBRs: membrane bioreactors for industrial wastewater treatment**. London: IWA Publishing, 2014.

JUDD, S. J. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. **Chemical Engineering Journal**, v. 305, p. 37–45, 2016.

JUDD, S. J. Membrane technology costs and me. **Water Research**, v. 122, p. 1–9, out. 2017.

JUDD, S.; JUDD, C. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment**. 2. ed. Oxford: Elsevier Science, 2011.

KALAKUL, S.; MALAKUL, P.; SIEMANOND, K.; GANI, R. Integration of life cycle assessment software with tools for economic and sustainability analyses and process simulation for sustainable process design. **Journal of Cleaner Production**, v. 71, p. 98–109, 2014.

KAMBLE, S.; SINGH, A.; KAZMI, A.; STARKL, M. Environmental and economic performance evaluation of municipal wastewater treatment plants in India: a life cycle approach. **Water Science and Technology**, v. 79, n. 6, p. 1102–1112, 2019.

KNEIPP, J. M.; GOMES, C. M.; BICHUETI, R. S.; MÜLLER, L. D. O.; MOTKE, F. D. Gestão Estratégica da Inovação Sustentável: Um Estudo de Caso em Empresas Industriais Brasileiras. **Revista Organizações em Contexto**, v. 14, n. 27, p. 131, 2017.

LA ROVERE, E. L. **Manual de auditoria ambiental**. 3a. ed. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2014.

LARSEN, H. F.; OLSEN, S. I.; HAUSCHILD, M. Z.; LAURENT, A. Methodology for including specific biological effects and pathogen aspects into LCA. p. 1–111, 2009.

LAURINONYTE, J.; W MEULEPAS, R. J.; VAN DEN BRINK, P.; TEMMINK, H. Membrane Bioreactor (MBR) as Alternative to a Conventional Activated Sludge System Followed by Ultrafiltration (CAS-UF) for the Treatment of Fischer-Tropsch Reaction Water from Gas-to-Liquids Industries. **Water Air Soil Pollut**, v. 228, n. 137, 2017.

LAZAROVA, V.; MARTIN RUEL, S.; BARILLON, B.; DAUTHUILLE, P. The role of MBR technology for the improvement of environmental footprint of wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 10, p. 2056–2064, 2012.

LOPES, T. A. de S.; KIPERSTOK, A.; ZANTA, V. M.; QUEIROZ, L. M. Revisão crítica da literatura sobre aplicação da Avaliação de Ciclo de Vida ao tratamento de esgotos. **Revista DAE**, v. 65, n. 208, p. 47–55, 2017.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. OTIMIZAÇÃO DE PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS NA REMOÇÃO DE FÓSFORO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR PROCESSOS DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA COM CLORETO FÉRRICO. **Eng. sanit. ambient**, v. 13, n. 4, p. 395–404, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v13n4/a08v13n4.pdf>>. Acesso em: 21 mar. 2019.

MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos Palavras-chave. **Production**, v. 26, n. 1, 2016.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção** (ABES, Ed.) **Projeto PROSAB**. [s.l: s.n.].

MULDER, M. **Basic Principles of Membrane Technology**. 2. ed. Holanda: Springer Netherlands, 2003.

MUÑOZ, I.; RIERADEVALL, J.; TORRADES, F.; PERAL, J.; DOMÈNECH, X. Environmental assessment of different solar driven advanced oxidation processes. **Solar Energy**, v. 79, n. 4, p. 369–375, 1 out. 2005. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038092X05000939>>. Acesso em: 9 fev. 2020.

NEOH, C. H.; NOOR, Z. Z.; MUTAMIM, N. S. A.; LIM, C. K. Green technology in wastewater treatment technologies: Integration of membrane bioreactor with various wastewater treatment systems. **Chemical Engineering Journal**, v. 283, p. 582–594, 2016.

NOI, C. Di; CIROTH, A.; SROCKA, M. **openLCA 1.7 - Comprehensive User Manual** Berlim, 2017. .

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 1, n. 1, p. 37–56, 2011.

ORMAZABAL, M.; JACA, C.; PUGA-LEAL, R. Analysis and Comparison of Life Cycle Assessment and Carbon Footprint software. **Advances in Intelligent Systems and Computing**, 2014.

ORTIZ, M.; RALUY, R. G.; SERRA, L.; UCHE, J. Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. **Desalination**, v. 204, p. 121–131, 2007.

REMY, C.; JEKEL, M. Energy analysis of conventional and source-separation systems for urban wastewater management using Life Cycle Assessment. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 1, p. 22–29, 2012.

RODRIGUEZ-GARCIA, G.; MOLINOS-SENANTE, M.; HOSPIDO, A.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 45, n. 18, p. 5997–6010, 15 nov. 2011.

SANTOS, A.; MA, W.; JUDD, S. J. Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation. **DES**, v. 273, p. 148–154, 2011.

SCACHETTI, M. T. **Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida: discussão e aplicação comparativa com a abordagem atribucional**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Escola de Engenharia, Universidade de São Carlos, São Carlos, 2016.

SILVA, M. K. Da. **Biorreatores com Membranas: uma Alternativa para o Tratamento de Efluentes**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SINGH, P.; KANSAL, A.; CARLIELL-MARQUET, C. Energy and carbon footprints of sewage treatment methods. **Journal of Environmental Management**, v. 165, p. 22–30, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.017>>.

SOUSA, S. R. **Normalização de critérios ambientais aplicados à avaliação do ciclo de vida**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

SOUZA, E. **ELETROBIORREATOR A MEMBRANA EM BATELADA SEQUENCIAL APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTE**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

TANGSUBKUL, N.; PARAMESHWARAN, K.; LUNDIE, S.; FANE, A. G.; WAITE, T. D. Environmental life cycle assessment of the microfiltration process. **Journal of Membrane Science**, v. 284, p. 214–226, 2006.

TILLMAN, A. M.; SVINGBY, M.; LUNDSTRÖM, H. Life cycle assessment of municipal waste water systems. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, n. 3, p. 145–157, 1998.

TOURINHO, T. C. de O. **Avaliação Comparativa Do Ciclo De Vida De Processos De Tratamento De Efluentes Domésticos**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia

Ambiental) - Escola Politécnica & Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

VLASOPOULOS, N.; MEMON, F. A.; BUTLER, D.; MURPHY, R. Life cycle assessment of wastewater treatment technologies treating petroleum process waters. **Science of the Total Environment**, v. 367, n. 1, p. 58–70, 2006.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgoto**. 1. ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005, 2005.

VON SPERLING, M. **Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors**. London: IWA Publishing, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 1. ed. [s.l: s.n.]

WENZEL, H.; LARSEN, H.; CLAUSON-KAAS, J.; HØIBYE, L.; JACOBSEN, B. N. Weighing environmental advantages and disadvantages of advanced wastewater treatment of micro-pollutants using environmental life cycle assessment. **Water Sci Technol.**, v. 1, p. 27–32, 2008.

ZANG, Y.; LI, Y.; WANG, C.; ZHANG, W.; XIONG, W. Towards more accurate life cycle assessment of biological wastewater treatment plants: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 107, p. 676–692, 2015.

ZHANG, Z.; WILSON, F. Life-Cycle Assessment of a Sewage-Treatment Plant in South-East Asia. **Water and Environment Journal**, v. 14, n. 1, p. 51–56, 2000.