

**JOÃO PEDRO PAIM BUENO RECH**

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM PROCESSOS DE TRATAMENTO DE  
EFLUENTES A PARTIR DE INDÚSTRIAS DE LATICÍNIOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Alexandre Tadeu Paulino

Coorientador: Dr. Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga

**LAGES  
2018**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com  
auxílio do programa de geração automática da  
Biblioteca Setorial do CAV/UESC

Rech, João Pedro Paim Bueno

Avaliação do ciclo de vida em processos de  
tratamento de efluentes a partir de indústrias de  
laticínios / João Pedro Paim Bueno Rech. - Lages ,  
2018.

139 p.

Orientador: Alexandre Tadeu Paulino

Co-orientador: Rodrigo Augusto Freitas de  
Alvarenga

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado  
de Santa Catarina, Centro de Ciências  
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação , Lages,  
2018.

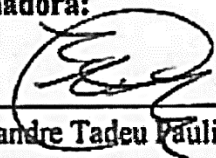
1. Avaliação do Ciclo de Vida. 2.  
Eletrocoagulação. 3. Tratamento convencional. 4.  
Indústria de laticínios. I. Paulino, Alexandre  
Tadeu. II. Alvarenga, Rodrigo Augusto Freitas de.  
, .III. Universidade do Estado de Santa Catarina,  
Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de  
Pós-Graduação. IV. Título.

**JOÃO PEDRO PAIM BUENO RECH**

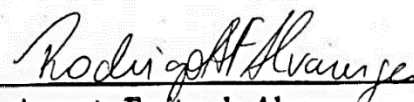
**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM PROCESSOS DE TRATAMENTO DE  
EFLUENTES A PARTIR DE INDÚSTRIAS DE LATICÍNIOS**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina.

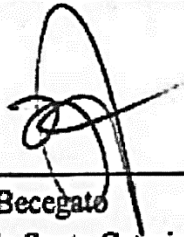
**Banca examinadora:**

Orientador: 

Prof. Dr. Alexandre Tadeu Paulino  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Coorientador: 

Prof. Dr. Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga  
Ghent University

Membro: 

Prof. Dr. Valter Antônio Becegato  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membro: 

Prof. Dr. João Batista Pereira Cabral  
Universidade Federal de Goiás

Lages, 30 de Julho de 2018.



## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço aos meus pais, Rodaica P. B. Rech e João A. Rech Neto que possibilitaram chegar até aqui, através de seus esforços e apoio durante esses dois anos de aprendizado. A minha irmã Anna Paula P. B. Rech e aos meus avós, Paula D. P. Bueno e Osvaldo B. Bueno por estarem presentes e dispostos a ajudarem em qualquer situação.

Agradeço a minha nova família criada durante esse período, em especial ao meu filho Vicenzo, que com seu sorriso e alegria contagiante faziam qualquer adversidade parecer fácil de ser superada, e à minha companheira Fabiana M. Furtado pelo seu amor e compreensão nos momentos difíceis durante essa caminhada.

Agradeço aos antigos e novos laços de amizade criados durante esses dois anos, em especial aos colegas Roni M. Severis pelo companheirismo e auxílio para a elaboração dessa pesquisa, Julia Wahrlich e Flávia Arcari pelas risadas e momentos de descontração.

Agradeço também a Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) pela estrutura. Aos professores do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, pelos conhecimentos passados e ao Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina (UNIEDU) pela concessão da bolsa de estudos.

Agradeço ao Dr. Professor Alexandre Tadeu Paulino pela orientação e compreensão relacionada à área de pesquisa escolhida, ao Dr. Professor Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga, que mesmo com a distância, sempre foi prestativo nas dificuldades encontradas nessa dissertação e aos professores Dr. Valter Antônio Becegato e Dr. João Batista Pereira Cabral pelo tempo destinado à correção deste estudo e composição da banca examinadora.

Por fim, agradeço também a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para que esta pesquisa fosse conduzida e finalizada.



## RESUMO

RECH, J. P. P. B. **Avaliação do ciclo de vida em processos de tratamento de efluentes a partir de indústrias de laticínios**. 2018. 139 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2018.

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar e comparar o desempenho ambiental de um tratamento convencional empregado em uma indústria de laticínios e a eletrocoagulação (EC) utilizando eletrodos de ferro e/ou alumínio por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Esse setor alimentício foi escolhido em decorrência de sua alta taxa de geração de águas residuárias com elevada concentração de matéria orgânica. Em um primeiro momento, fez-se a ACV da EC com diferentes eletrodos (alumínio e ferro) em escala laboratorial, utilizando como unidade funcional (UF) o tratamento de 0,5 litros de efluente lácteo e método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) IMPACT 2002+. O eletrodo de alumínio foi o mais potencialmente prejudicial ao meio ambiente, sendo esse resultado justificado principalmente pelo alto consumo elétrico necessário para sua produção. Como ações mitigadoras desse potencial impacto, destacaram-se a utilização do alumínio de origem reciclável e matrizes elétricas derivadas de hidrelétricas e/ou energia nuclear. Subsequentemente, fez-se um estudo sobre a viabilidade técnica e econômica do dimensionamento da EC para a escala industrial, utilizando eletrodos de alumínio ou ferro. O uso de eletrodos de ferro foi a opção que gerou menor custo/benefício, representando 53,8 % do custo total associado ao eletrodo de alumínio. O maior contribuinte para esse resultado foi o consumo mássico dos eletrodos, com valores acima de 65,0 % sobre o custo total mesmo utilizando a inversão de polaridade. De maneira geral, os custos mensais de operação industrial na EC foram competitivos em relação à instalação e operação de outros sistemas que possuem elevados gastos econômicos. Através da viabilidade técnica e econômica da EC em escala industrial foi possível realizar uma ACV comparativa com o tratamento convencional aplicado no efluente de uma indústria de laticínios. A UF estabelecida foi o tratamento de 110,0 m<sup>3</sup> de efluente lácteo, mantendo o método de AICV utilizado para comparação dos eletrodos. Pelos resultados obtidos concluiu-se que o tratamento convencional foi a opção de menor impacto ambiental convencional devido ao seu menor consumo de energia elétrica para operação e menor dano ambiental na etapa estrutural. No entanto, o método utilizado não levou em consideração a eficiência de remoção da DQO e SST, onde os tratamentos envolvendo foram mais eficientes. Ainda, esse resultado pode ser modificado caso haja a aplicação de metais de origem secundária e matrizes elétricas limpas para sua produção. Sendo assim, o tratamento convencional poderia ser o de maior dano ambiental potencial. Porém, salienta-se que os resultados obtidos são variáveis para qualquer modificação dos processos unitários previamente definidos e metodologias de AICV. Portanto, faz-se necessária a realização de estudos com inventários de ciclo de vida mais robustos para minimizar a variação dos resultados.

**Palavras-chave:** Avaliação do Ciclo de Vida. Eletrocoagulação. Tratamento convencional. Indústria de laticínios.





## ABSTRACT

RECH, J. P. P. B. **Life cycle assessment in effluent treatment process from the dairy industry**. 2018. 139 p. Dissertation (Master's in Environmental Sciences) - Santa Catarina State University, Lages, 2018.

The aim of this study was to evaluate and compare the environmental performance of a conventional treatment used in a dairy industry and electrocoagulation (EC) using iron and/or aluminum electrodes through the Life Cycle Assessment (LCA). This food sector was chosen because of its high rate of wastewater generation that presents high concentration of organic matter. At first, the EC life cycle assessment was performed with different electrodes (aluminum and iron) in a laboratory scale, using as a functional unit (FU) the treatment of 0.5 liters of dairy wastewater and the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) IMPACT 2002+. The aluminum electrode was more potentially harmful to the environment, being this result justified mainly by the high electrical consumption necessary to produce this metal. As mitigating actions of this potential impact, the use of aluminum with recyclable origin and electrical mix with predominance of hydroelectric or nuclear energy were highlighted. Subsequently, a study was made on the technical and economic feasibility of EC design for the industrial scale using aluminum or iron electrodes. The use of iron electrodes was the option that generated the lowest cost/benefit, representing 53.78% of the total cost associated with the aluminum electrode. The major contributor to this result was the mass consumption of the electrodes, with values above 65.00 % over the total cost, even with the use of reverse polarity. In general, the monthly costs of industrial operation in the EC were competitive in relation to the installation and operation of other systems that have high economic costs. Through the technical and economic feasibility of EC on an industrial scale, it was possible to perform a comparative LCA with the conventional treatment applied in the effluent of a dairy industry. The established FU was the treatment of 110 m<sup>3</sup> of dairy effluent, maintaining the LCIA method used to compare the electrodes. The results showed that the conventional treatment was the option of lower potential environmental impact, due to its lower energy consumption for process operation and less environmental damage in the structural stage. However, the method used did not consider the efficiency of removal of COD and TSS, where the EC scenarios were more efficient. Furthermore, this result can be modified if there is the application of secondary metals and clean electrical mix for this production, causing the conventional treatment to be the one with the greatest potential environmental damage. Nevertheless, it should be noted that the results obtained are variable for any modification of the previously defined unit processes and LCIA methodologies. Therefore, it is necessary to carry out studies with more robust life cycle inventories to minimize variation of results.

**Keywords:** Life Cycle Assessment. Electrocoagulation. Conventional treatment. Dairy industry.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Características do tratamento mais adequado.....	30
Figura 2 -	Interações que ocorrem no processo de eletrocoagulação.....	32
Figura 3 -	Diagrama de solubilidade do alumínio e ferro em função do pH.....	33
Figura 4 -	Conexões dos eletrodos.....	36
Figura 5 -	Conjunto de processos elementares dentro de um sistema de produto.....	39
Figura 6 -	Fases de uma ACV.....	40
Figura 7 -	Esquema geral do método IMPACT 2002+.....	43
Figura 8 -	Diagrama esquemático do reator de eletrocoagulação.....	49
Figura 9 -	Caracterização da EC utilizando eletrodos de alumínio (C1) e ferro (C2) pelo método IMPACT 2002+.....	61
Figura 10 -	Comparação entre EC utilizando eletrodos de alumínio (C1) e ferro (C2) pelo método IMPACT 2002+ na etapa de caracterização.....	65
Figura 11 -	Comparação entre a produção eletrodos utilizados pelo método IMPACT 2002+.....	66
Figura 12 -	Caracterização das entradas utilizadas para produção eletrodos pelo método IMPACT 2002+.....	67
Figura 13 -	Indicador único da EC entre eletrodos de alumínio e ferro.....	68
Figura 14 -	Análise de sensibilidade na variação da origem do material dos eletrodos.....	70
Figura 15 -	Análise de sensibilidade na variação da matriz elétrica.....	72
Figura 16 -	Indicador único dos cenários estudados pelo método ReCiPe endpoint (E).....	75
Figura 17 -	Indicador único por categoria de impacto do método ReCiPe endpoint (E).....	76
Figura 18 -	Grupo de reatores em escala industrial.....	85
Figura 19 -	Caracterização dos tratamentos estudados na etapa estrutural pelo método IMPACT 2002+.....	101
Figura 20 -	Indicador único da etapa estrutural utilizando o método IMPACT 2002+.....	104
Figura 21 -	Caracterização dos tratamentos estudados na etapa operacional pelo método IMPACT 2002+.....	107
Figura 22 -	Indicador único da etapa operacional utilizando o método IMPACT 2002+.....	109
Figura 23 -	Indicador único da etapa estrutural utilizando o método ReCiPe endpoint (E).....	113
Figura 24 -	Indicador único da etapa operacional utilizando o método ReCiPe (E)....	114



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Propriedades físico-químicas de efluentes da indústria de laticínios.....	26
Tabela 2 -	Taxa de matéria orgânica e eficiência de remoção de DQO para tratamentos biológicos.....	27
Tabela 3 -	Vantagens e desvantagens de processos biológicos aeróbios e anaeróbios.....	29
Tabela 4 -	Parâmetros estruturais e operacionais da EC em efluentes da indústria de laticínios.....	31
Tabela 5 -	Descrição das categorias de ponto médio do método IMPACT 2002+.....	44
Tabela 6 -	Propriedades físico-químicas do efluente estudado.....	48
Tabela 7 -	Parâmetros operacionais de entrada, saída e estrutural do processo de EC.....	55
Tabela 8 -	Processos unitários referentes as entradas e saídas do sistema no processo de EC.....	56
Tabela 9 -	Matriz elétrica dos países selecionados.....	59
Tabela 10 -	Indicador único por categoria de impacto da EC entre eletrodos de alumínio e ferro.....	69
Tabela 11 -	Parâmetros estruturais e operacionais no processo de eletrocoagulação...	80
Tabela 12 -	Parâmetros estruturais para o processo de eletrocoagulação em escala industrial.....	84
Tabela 13 -	Parâmetros elétricos e de consumo dos eletrodos durante o processo de eletrocoagulação.....	85
Tabela 14 -	Temperatura final do efluente tratado pelo processo de eletrocoagulação	96
Tabela 15 -	Custo mensal de energia elétrica para o processo de eletrocoagulação.....	87
Tabela 16 -	Custo mensal de eletrodos para o processo de eletrocoagulação.....	88
Tabela 17 -	Custo dos reatores no processo de eletrocoagulação.....	89
Tabela 18 -	Custo total do processo de eletrocoagulação.....	89
Tabela 19 -	Eficiência de remoção de DQO e turbidez nos cenários estudados.....	91
Tabela 20 -	Parâmetros estruturais e operacionais dos tratamentos convencionais.....	95
Tabela 21 -	Parâmetros estruturais e operacionais de entrada e saída dos tratamentos convencionais.....	97
Tabela 22 -	Parâmetros estruturais e operacionais de entrada e saída sobre o processo de EC.....	98
Tabela 23 -	Processos unitários referentes as entradas e saídas dos tratamentos estudados.....	99
Tabela 24 -	Indicador único da etapa estrutural por categoria de impacto dos cenários estudados pelo método IMPACT 2002+.....	104
Tabela 25 -	Indicador único da etapa operacional por categoria de impacto dos cenários estudados pelo método IMPACT 2002+.....	110
Tabela 26 -	Contribuições de cada etapa sobre os cenários estudados.....	111



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$\Delta T$	Variação da temperatura
$\mu Pt$	MicroPontos
A	Ampere
a	Corrente aplicada
$A V^{-1}$	Relação área por volume
AA	Acidificação Aquática
ABIA	Associação Brasileira das Indústrias da Alimentação
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
$A_{\text{eletrodos}}$	Área superficial total dos ânodos
AG	Aquecimento Global
AICV	Avaliação do Impacto de Ciclo de Vida
Al	Alumínio
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANT	Acidificação e nutrição terrestre
AT	Acidificação terrestre
$B_{Al}$	Concentração remanescente de SST para o alumínio
$B_{Fe}$	Concentração remanescente de SST para o ferro
Bq	Bequerel
BR	Brasil
c	Calor (cal)
C	Condutividade
$C L^{-1}$	Relação comprimento por largura
cal	Caloria
$C_{Al}$	Densidade de corrente para o alumínio
CFC	Clorofluorcarbono
$C_{Fe}$	Densidade de corrente para o ferro
cm	Centímetros
$cm^2$	Centímetros quadrados
$CO_2$	Dióxido de carbono
$C_p$	Capacidade calorífica
d	Dia
D	Distância dos eletrodos
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DF	Depleção Fóssil
DM	Depleção de Metais
DQO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
EC	Eletrocoagulação
EcA	Ecotoxicidade aquática
EcAD	Ecotoxicidade em água doce
EcM	Ecotoxicidade marinha
EcT	Ecotoxicidade terrestre

EDX	Espectroscopia de raios-X
EuA	Eutrofização aquática
EuAD	Eutrofização em água doce
ExM	Extração Mineral
F	Constante de Faraday
F <sub>Al</sub>	Lodo gerado pelo eletrodo de alumínio
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
Fe	Ferro
FMI	Fundo Monetário Internacional
G	Gramas
GLO	Global
H	Hora
I	Densidade de corrente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário de Ciclo de Vida
IEA	<i>International Energy Agency</i>
IPCA	Índice de Preços ao Consumidor
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
J	Joule
Kg	Kilograma
L	Litros
L <sub>Al</sub>	Massa de lodo gerada utilizando eletrodos de alumínio
L <sub>Fe</sub>	Massa de lodo gerada utilizando eletrodos de ferro
M	Massa do efluente tratado
M	Massa molar do eletrodo
m <sup>2</sup>	Metros quadrados
m <sub>Al</sub>	Massa do eletrodo de alumínio consumida
MC	Mudanças climáticas
m <sub>el</sub>	Massa do eletrodo consumida
m <sub>Fe</sub>	Massa do eletrodo de ferro consumida
mg	Miligramas
min	Minutos
MJ	Megajoule
M <sub>lodo</sub>	Massa anual de lodo
MPa	Megapascal
mS	Microsiemens
NBR	Norma Brasileira
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
°C	Graus célsius
OcUS	Ocupação e uso do Solo
OcUSA	Ocupação e uso do Solo Agricultável
OcUSU	Ocupação e uso do solo urbano
OH <sup>-</sup>	Íon hidroxila



$P_{dF}$	Potência farádica dissipada
$P_{d\Omega}$	Potência ôhmica dissipada
PEAD	Polietileno de alta densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
PIB	Produto interno bruto
PM 2.5	Material particulado com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 2,5 micrometros
$PO_4^{3-}$	Fosfato
Pt	Pontos
$P_t$	Potência total eletrodo
Q	Vazão de entrada
R\$	Reais
$R^2$	Coefficiente de determinação
RBC	Reator biológico rotativo
RoW	Resto do mundo
S	Área superficial do ânodo
SBR	Reator sequencial em batelada
SO <sub>2</sub>	Dióxido de enxofre
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
T	Tempo de aplicação da corrente
TGA	Análise termo gravimétrica
TH	Toxicidade humana
UASB	Reator de manta de lodo de fluxo ascendente
UF	Unidade funcional
V	Volt
W	Watts
Z	Número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do ânodo



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>21</b>
1.1	OBJETIVOS.....	22
<b>1.1.1</b>	<b>Objetivo geral.....</b>	<b>22</b>
<b>1.1.2</b>	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>23</b>
<b>2</b>	<b>CAPÍTULO 2: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>25</b>
2.1	TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS.....	25
2.2	PROCESSOS ELETROQUÍMICOS.....	30
<b>2.2.1</b>	<b>Mecanismos de eletrocoagulação.....</b>	<b>32</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Fatores que afetam a eletrocoagulação.....</b>	<b>34</b>
2.2.2.1	<i>Densidade de corrente.....</i>	34
2.2.2.2	<i>pH.....</i>	34
2.2.2.3	<i>Condutividade.....</i>	35
2.2.2.4	<i>Temperatura.....</i>	35
2.2.2.5	<i>Configurações dos eletrodos.....</i>	35
2.2.2.6	<i>Distância dos eletrodos.....</i>	36
2.2.2.7	<i>Material dos eletrodos.....</i>	37
<b>2.2.3</b>	<b>Vantagens e desvantagens da eletrocoagulação.....</b>	<b>37</b>
2.3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	38
<b>2.3.1</b>	<b>Fases da ACV.....</b>	<b>39</b>
2.3.1.1	<i>Definição de objetivo e escopo.....</i>	40
2.3.1.2	<i>Análise de inventário.....</i>	42
2.3.1.3	<i>Avaliação de impacto.....</i>	42
2.3.1.4	<i>Interpretação.....</i>	44
<b>2.3.2</b>	<b>ACV em estações de tratamento de efluentes.....</b>	<b>45</b>
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO 3: ACV NO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO DE EFLUENTES A PARTIR DE INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS.....</b>	<b>47</b>
3.1	INTRODUÇÃO.....	47
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	48
<b>3.2.1</b>	<b>Descrição e determinação de parâmetros para EC.....</b>	<b>48</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Avaliação do ciclo de vida.....</b>	<b>54</b>
3.2.2.1	<i>Objetivo e escopo.....</i>	54
3.2.2.2	<i>Inventário do ciclo de vida (ICV).....</i>	55
3.2.2.3	<i>Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV).....</i>	57
3.2.2.4	<i>Interpretações.....</i>	58
3.2.2.5	<i>Análise de sensibilidade.....</i>	58
3.2.2.5.1	<i>Mudança na origem do metal.....</i>	58
3.2.2.5.2	<i>Mudança na matriz elétrica.....</i>	59
3.2.2.5.3	<i>Mudança no método de AICV.....</i>	60
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
<b>3.3.1</b>	<b>Caracterização da EC com diferentes eletrodos.....</b>	<b>60</b>
<b>3.3.2</b>	<b>Comparação entre eletrodos na etapa de caracterização.....</b>	<b>65</b>
<b>3.3.3</b>	<b>Comparação de eletrodos na etapa de indicador único.....</b>	<b>68</b>
<b>3.3.4</b>	<b>Análise de sensibilidade.....</b>	<b>70</b>
3.3.4.1	<i>Mudança na origem do metal utilizado.....</i>	70
3.3.4.2	<i>Mudança na matriz elétrica.....</i>	71
3.3.4.3	<i>Mudança no método de AICV utilizado.....</i>	74
3.4	CONCLUSÃO.....	77

<b>4</b>	<b>CAPÍTULO 4: DIMENSIONAMENTO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO EM EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS A PARTIR DE ESCALA PILOTO PARA ESCALA INDUSTRIAL.....</b>	<b>79</b>
4.1	INTRODUÇÃO.....	79
4.2	MATERIAIS E MÉTODOS .....	79
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	84
4.4	CONCLUSÃO.....	92
<b>5</b>	<b>CAPÍTULO 5: AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA ENTRE EC E TRATAMENTO CONVENCIONAL DE UM EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS.....</b>	<b>93</b>
5.1	INTRODUÇÃO.....	93
5.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	94
<b>5.2.1</b>	<b>Tratamento convencional.....</b>	<b>94</b>
<b>5.2.2</b>	<b>Eletrocoagulação.....</b>	<b>96</b>
<b>5.2.3</b>	<b>Avaliação do ciclo de vida.....</b>	<b>96</b>
5.2.3.1	<i>Objetivo e escopo.....</i>	96
5.2.3.2	<i>Inventário do ciclo de vida (ICV). .....</i>	97
5.2.3.3	<i>Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV).....</i>	100
5.2.3.4	<i>Interpretações.....</i>	100
5.2.3.5	<i>Análise de sensibilidade.....</i>	100
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	100
<b>5.3.1</b>	<b>Etapa estrutural.....</b>	<b>100</b>
<b>5.3.2</b>	<b>Etapa operacional.....</b>	<b>106</b>
<b>5.3.3</b>	<b>Agrupamento das etapas estudadas.....</b>	<b>110</b>
<b>5.3.4</b>	<b>Análise de sensibilidade.....</b>	<b>112</b>
5.4	CONCLUSÃO.....	116
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>117</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>119</b>

## 1 CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL

De acordo com o Fundo Monetário Internacional (FMI), o Brasil encontra-se em oitavo lugar em relação às maiores economias mundiais, com um Produto Interno Bruto (PIB) de 2,4 trilhões de dólares (FMI, 2017). Os setores agropecuários e industriais representaram cerca de 24,8 % desse total (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2017). No entanto, o crescimento desses setores de maneira desordenada pode aumentar os índices de poluição ambiental e destruição de habitats, afetando negativamente a qualidade da água, ar e solo. A indústria de laticínios pode contribuir para os índices de poluição ambiental, pois gera até 10 litros de efluentes por litro de leite processado (VOURCH et al., 2008). Nesse contexto, o tratamento de águas residuárias tem se tornado uma das questões ambientais de maior importância.

Apesar dos tratamentos de efluentes industriais reduzirem os impactos ambientais ocasionados pelo lançamento dessas águas residuárias sem tratamento, esses processos geram impactos adicionais ao meio ambiente devido ao consumo de recursos naturais para sua construção e operação (LOPSIK, 2013). Ainda, o avanço na sofisticação desses processos de tratamento resulta em elevações das emissões atmosféricas e consumo elétrico (FLORES-ALSINA et al., 2010; FOLEY et al., 2010). De maneira geral, esses impactos ambientais adicionais têm sido amplamente ignorados em função do foco das legislações perante a qualidade dos recursos hídricos. Portanto, não somente os aspectos técnicos e econômicos, mas também critérios ambientais relacionados às suas etapas estruturais e operacionais devem ser levadas em consideração para a seleção da tecnologia mais adequada (MOLINOS-SENANTE et al., 2014). Portanto, faz-se necessária a avaliação ambiental desses sistemas para mensurar as consequências e impactos ambientais vinculados à sua construção e operação, além da elaboração de estratégias que visem à mitigação desses impactos. Para isso, a ferramenta de gestão ambiental denominada de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é um instrumento adequado para quantificação desses impactos ambientais (COROMINAS et al., 2013). A ACV é uma técnica usada para quantificar os impactos associados em todas as etapas de produção de um produto, serviço ou processo, desde sua concepção (berço) até o seu destarte (túmulo).

Diversos estudos vêm sendo publicados sobre a ACV em estações de tratamento de águas residuárias (BAI et al., 2017; COROMINAS et al., 2013; FOLEY et al., 2010; GALLEGU et al., 2008; GARFI et al., 2017; HERNÁNDEZ-PADILLA et al., 2017; LUTTERBECK et al., 2017). De maneira geral, o consumo elétrico é o principal contribuinte para os impactos ambientais em um processo de tratamento de águas e efluentes, com execução

daqueles que não necessitam de eletricidade ou possuem uma baixa demanda como em alguns processos convencionais. Garfí et al. (2017) definem tratamento convencional como sendo aquele composto por uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos que visam a remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes do efluente.

A eletrocoagulação (EC) é um processo de tratamento eletroquímico no qual é utilizado um par de eletrodos conectados entre si eletricamente. A aplicação de um potencial entre esses dois eletrodos produz cátions metálicos em solução devido à oxidação do ânodo de sacrifício (BASSALA et al., 2017). Ainda, há liberação de íons hidroxila durante o processo com formação de hidróxidos metálicos, os quais coagulam os poluentes, formando flocos que podem flotar ou decantar de acordo com sua densidade. Conforme apresentado por Mollah et al. (2001), a EC pode ser aplicada com uma variabilidade de arranjos estruturais e operacionais, possibilitando a obtenção de diferentes eficiências de remoção de poluentes para um mesmo efluente. Essa variabilidade de configurações permite a avaliação da eficiência ambiental e comparação com tratamentos convencionais pelo uso de ACV.

Essa dissertação está dividida em cinco capítulos. No primeiro é apresentada uma introdução geral do assunto, os objetivos geral e específicos. Posteriormente é apresentada uma revisão bibliográfica dos temas abordados, sendo caracterizada como capítulo dois. No terceiro capítulo é descrito o uso da ACV nos processos de eletrocoagulação utilizando diferentes eletrodos (alumínio e ferro) em escala laboratorial. No capítulo quatro, foi descrito a viabilidade técnica e econômica do dimensionamento da eletrocoagulação para escala industrial utilizando eletrodos de alumínio e ferro. No último capítulo foi estudada a comparação entre o tratamento convencional aplicado na água residuária de uma indústria de laticínios e a eletrocoagulação em escala industrial, nesse mesmo efluente, através da ACV. Por fim, foram descritas as considerações finais de todo o estudo.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Avaliar e comparar o desempenho ambiental de um tratamento convencional empregado em indústrias de laticínios e a eletrocoagulação utilizando eletrodos de ferro e/ou alumínio por meio da Avaliação do Ciclo de Vida.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- a) avaliar e analisar os impactos ambientais potenciais associados à eletrocoagulação em escala laboratorial utilizando diferentes eletrodos, em nível de ponto médio e final;
- b) avaliar a viabilidade técnica e econômica do sistema de eletrocoagulação em escala industrial;
- c) avaliar e analisar os impactos ambientais potenciais entre o tratamento convencional e a eletrocoagulação aplicados no tratamento de um efluente lácteo;
- d) identificar *hotspots* e realizar a análise de sensibilidade para reduzir os impactos ambientais associados à técnica de eletrocoagulação, mantendo sua eficiência na remoção dos poluentes.





## 2 CAPÍTULO 2: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS

A indústria de laticínios tem grande importância devido a sua essencial contribuição para a produção de alimentos, nutrição humana e economia (KARADAG et al., 2015). Em 2013, o leite foi um dos *commodities* agrícolas mais produzidos e valorizados em todo mundo (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION, 2016). O Brasil é o sexto maior produtor de leite do mundo (STATISTA, 2018), sendo que o setor de laticínios representou aproximadamente 1,1 % do produto interno bruto (PIB) brasileiro em 2016 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DE ALIMENTAÇÃO, 2018).

A indústria de laticínios é considerada a maior fonte geradora de águas residuárias do setor alimentício (BRITZ et al., 2006; CHAKCHOUK et al., 2017), sendo que para cada litro de leite processado há geração entre 0,2 e 10,0 litros de efluente (VOURCH et al., 2008). Essa variação está vinculada aos diferentes produtos produzidos nesse setor. Além disso, estudos sobre a pegada hídrica de produtos de origem animal estimam que até 1.000 litros de água são necessários para produzir 1 litro de leite (HOEKSTRA, 2010). Esse consumo de água é distribuído por todas as etapas da indústria de laticínios incluindo limpeza, sanitização, aquecimento, resfriamento e lavagens de pisos (SARKAR et al., 2006). Segundo Braile e Cavalcanti (1993), essa geração expressiva de efluentes está associada à lavagens e desinfecções de equipamentos, vazamento de embalagens contendo leite e derivados, perdas nas enchedeiras com transbordamento e lubrificação de transportadores. As águas residuárias produzidas na lavagem correspondem de 50,0 a 95,0 % do volume total de efluentes gerados (DAUFIN, 2001).

Durante o processo de geração de águas residuárias ocorrem também perdas de produtividade. Isso contribui para a carga poluidora do efluente final uma vez que um litro de leite integral contém aproximadamente 110.000,0 mg de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e 210.000,0 mg de Demanda Química de Oxigênio (DQO) (MAGANHA, 2006). Andrade (2011) ressalta que as indústrias de laticínios englobam diversas operações e atividades onde as quais variam de acordo com o produto a ser produzido, embora operações genéricas sejam comumente encontradas em todos os processos produtivos, entre elas recepção, processamento, tratamento térmico, elaboração de produtos, envase e embalagem, armazenamento e expedição.

Devido à fabricação de diversos produtos como iogurte, leite, leite condensado, leite em pó, manteiga e vários tipos de sobremesas e queijos, as propriedades físico-químicas dos efluentes gerados variam abruptamente (VIDAL, 2000), conforme apresentado na Tabela 1. Geralmente, esses efluentes contêm altas concentrações de matéria orgânica como proteínas, carboidratos e lipídios, nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio e altas concentrações de sólidos e graxas suspensas, onde as quais contribuem para elevadas cargas de DBO e DQO (BAZRAFESHAN et al., 2013; KUSHWAHA et al., 2010).

Tabela 1 - Propriedades físico-químicas de efluentes da indústria de laticínios.

Indústria	Parâmetros				Referências
	DBO (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	pH	SST (mg L <sup>-1</sup> )	
Iogurte	-	4.656	6,92	-	Strydom et al. (1997)
Leite	1.200-4.000	2.000-6.000	8-11	350-1.000	Ince (1998)
Leite em pó	-	1.908	5,8	-	Strydom et al. (1997)
Manteiga	2.420	8.930	-	5.070	Janczukowicz et al. (2008)
Queijo	337-2.214	189-6.219	5,2	2.330	Andreottola et al. (2002)
Soro	27.000-36.000	50.000-70.000	-	10.000-15.000	Azbar et al. (2009)

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Entre os principais efluentes do setor de laticínios destaca-se o soro líquido resultante da separação das caseínas e da gordura do leite no processo de elaboração do queijo (GERALDINO, 2014). Segundo Silva (2010) são gerados 9,0 kg de soro líquido para a produção de 1,0 kg de queijo. Quando as águas residuárias da produção desses produtos lácteos são lançadas em corpos hídricos sem tratamento adequado, reduzem drasticamente a concentração de oxigênio dissolvido e colocam em risco todo o ecossistema aquático (RAMASAMY et al., 2004). Sendo assim, o descarte inapropriado dos efluentes de indústrias de laticínios gera danos ambientais significativos e aumenta a importância da aplicação de um tratamento adequado (HAMDANI et al., 2004). No entanto, a escolha pelo tratamento ideal é dificultada devido à sua natureza altamente variável em termos de volumes e vazões, pH e conteúdo de sólidos suspensos (BRITZ et al., 2006).

Na literatura, encontram-se diferentes métodos biológicos e físico-químicos que são utilizados no tratamento de águas residuárias provenientes dos diversos processos produtivos na indústria de laticínios. Tratamentos físico-químicos são usados para remoção parcial de matéria orgânica por meio da precipitação de proteínas e gorduras com agentes precipitantes específicos (VIDAL et al., 2000). No entanto, salienta-se que devido ao alto custo de reagentes e a remoção ineficiente de DQO fazem com que tratamentos biológicos sejam preferíveis. Os

métodos biológicos são divididos em tratamentos com a presença (aeróbios) ou ausência (anaeróbios) de oxigênio livre. Em relação ao primeiro, destacam-se os tratamentos envolvendo lodo ativado, reatores biológicos rotativos (RBC), reatores sequenciais em batelada (SBR), lagoas aeróbias aeradas e banhados construídos (*wetlands*). Para o segundo, destacam-se os filtros e lagoas anaeróbias e o reator de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB). Devido à variabilidade dos processos biológicos elencados é possível obter diferentes taxas de matéria orgânica a fim de atingir suas máximas eficiências de remoção de poluentes. Diante disso, na Tabela 2 podem ser visualizados os valores associados à matéria orgânica e eficiência de remoção, ambos expressos em função da DQO, de acordo com a literatura consultada.

Tabela 2 - Taxa de matéria orgânica e eficiência de remoção de DQO para tratamentos biológicos.

Tratamento	Processo	Parâmetros		Referências
		Taxa de matéria orgânica (kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	Eficiência remoção DQO (%)	
	Lagoa aerada	-	-	-
Aeróbio	Lodos ativados	0,30	90	Donkin e Russell (1997)
	RBC	12	85	Rusten et al. (1992)
	SBR	0,5	97	Torrijos et al. (2001)
	<i>Wetlands</i>	28,55	94	Luederitz et al. (2001)
Anaeróbio	Filtro biológico anaeróbio	1-15	75-95	Britz et al. (1992)
	Lagoa anaeróbia	1,5	99	Britz et al. (1992)
	UASB	30	85-95	Britz et al. (1992)

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Os processos aeróbios utilizando lodo ativado seriam os menos indicados de acordo com a literatura uma vez que o intumescimento diminui a quantidade de lodo e a eficiência (SLAVOV, 2017). Já o processo baseado em RBC possui fácil construção, baixo custo de operação e manutenção, baixa produção de lodo, sem necessidade de recirculação do mesmo, atrelado à resistência a variações de matéria orgânicas (CORTEZ et al., 2008). Apesar disso, o processo possui um tempo de inicialização lento e, em alguns casos, há a necessidade de um tratamento primário e secundário adicional.

No processo SBR há semelhantes resultados que os observados utilizando lodo ativado, diferenciando-se principalmente por apresentar uma sequência espacial para equalização, aeração e sedimentação (BANDPI; ZARI, 2004). No entanto, o SBR possui como desvantagens

um alto nível de sofisticação dos equipamentos associado a um alto custo de manutenção do sistema (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1999).

Em casos onde há disponibilidade de espaço, as lagoas aeradas são bem eficientes no tratamento de efluentes. Segundo Britz et al. (2006), as lagoas são opções de tratamento adequadas e econômicas em climas quentes. Porém, há uma demanda alta de energia elétrica devido aos aeradores. Por fim, as *wetlands* são também alternativas para o tratamento do efluente de laticínios. No entanto, na operação desse processo são necessárias grandes áreas e há um risco potencial de poluição do solo e lençol freático. Além disso, pode ocorrer formação de compostos voláteis perigosos durante o processo (SLAVOV, 2017) e baixa eficiência na remoção de amônia (BRITZ et al., 2006).

Para os processos de tratamento com lagoas anaeróbias não há necessidade de grandes áreas comparando com as lagoas aeróbias. Ainda, o custo de construção e operação é relativamente baixo com maior tempo para remoção do lodo gerado e maior quantidade de metano emitido. A emissão de metano pode ser importante para a produção de energia. No entanto, em processos anaeróbios pode ocorrer a geração de odores e a eficiência é afetada por fatores climáticos e pelo tempo de detenção (EPA, 2002). Os filtros anaeróbios também são considerados opções viáveis para o tratamento de efluentes de laticínios. No entanto, nesse processo há risco de entupimento devido a sólidos suspensos não degradados, precipitados ou até mesmo da massa bacteriana (BRITZ et al., 2006). O processo UASB é um dos mais utilizados para o efluente de laticínio (NADAIS et al., 2010) porque é possível operar com taxas diárias de matéria orgânica superiores a 40 kg DQO m<sup>-3</sup> (CHEN et al., 2010) e em temperaturas baixas (ABDELGADIR et al., 2014). Na Tabela 3 são apresentadas as vantagens e desvantagens de forma resumida para cada processo biológico acima descrito.

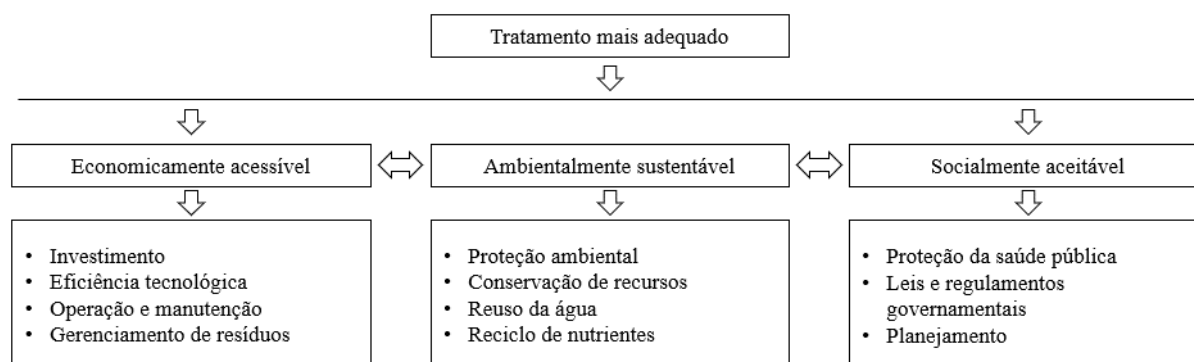
Tabela 3 - Vantagens e desvantagens de processos biológicos aeróbios e anaeróbios.

<b>Tratamentos</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Aeróbio	Excelente qualidade do efluente em relação a remoção de DBO, DQO e nutrientes. Óleos e graxas não causam grandes problemas.	Requerem grandes áreas. Alta demanda de energia.
	Produção de biomassa é 6 a 8 vezes maior em comparação com processos anaeróbios Excelente eficiência mesmo com variações de carga. Sem necessidade de adição de alcalinidade.	Grande geração de lodo.
Anaeróbio	Reatores de menor tamanho são requeridos.	Remoção de DQO e nutrientes são satisfatórias. Porém, necessitam de tratamentos adicionais.
	Energia elétrica pode ser produzida a partir do metano gerado pelo processo. Altas taxas como 31 kg DQO m <sup>-3</sup> foram reportadas.	Gorduras no efluente podem causar ações inibitórias. Adição de alcalinidade para manter o pH ideal. Baixa eficiência considerando a variação de carga.

Fonte: Adaptada de Gupta, 2016.

De forma geral, as principais desvantagens envolvendo os processos de tratamentos biológicos aeróbios são a alta demanda elétrica e a necessidade de tratamentos adicionais devido à baixa eficiência na remoção de nutrientes (KUSHWAHA et al., 2010; MONTUELLE et al., 1992; WHEATLEY, 1990). Assim, percebe-se uma prevalência na escolha dos processos anaeróbios ao invés dos aeróbios principalmente devido aos custos, pois os processos anaeróbios não necessitam de alto consumo de energia (SAMADI et al., 2017; SHARMA, 2014; STRYDOM et al., 1997). Também, nos processos anaeróbios há menor produção de lodo e geração de gás metano, o qual pode ser reaproveitado para geração de energia (GAVALA et al., 1996; HARIDAS et al., 2005; OMIL et al., 2003; RAMASAMY et al., 2004; SOOKNAH; WILKIE, 2004; WILKIE et al., 2004). Ainda, os processos anaeróbios podem ser realizados em presença de maiores taxas de matéria orgânica em relação aos aeróbios (SLAVOV, 2017). Apesar disso, há de se destacar que efluentes lácteos contêm gorduras e, devido a sua ação inibidora, não é possível realizar tratamentos anaeróbios eficientes (CAMMAROTA et al., 2001). Para a escolha do tratamento mais adequado é necessário definir a acessibilidade e adequação do processo, em que a primeira envolve a questão econômica e a segunda as condições sociais e ambientais (GRAU, 1996). Sendo assim, os pontos que precisam ser considerados para a escolha do melhor método de tratamento estão descritos na Figura 1.

Figura 1 - Características do tratamento mais adequado.



Fonte: Adaptada de de Massoud et al., 2009.

Dentre as diversas justificativas para a escolha do melhor tratamento para o efluente da indústria de laticínios, percebe-se uma tendência para a seleção daqueles com o menor custo, sendo a eficiência um parâmetro secundário, a qual está vinculada principalmente às exigências governamentais estabelecidas. Portanto, tratamentos alternativos aos convencionais devem ser investigados a fim de encontrar processos com um equilíbrio justo envolvendo o meio ambiente, a questão econômica e a sociedade afetada.

## 2.2 PROCESSOS ELETROQUÍMICOS

Na eletroquímica são estudadas as propriedades de condutores iônicos, circuitos elétricos e os fenômenos que ocorrem durante a passagem de corrente elétrica em soluções (BAGOTSKY, 2006). Durante a passagem de corrente elétrica entre dois eletrodos ocorrem os processos de oxirredução os quais são importantes nos métodos eletroquímicos para o tratamento de águas e efluentes (TICIANELLI; GONZALES, 2005).

A utilização de corrente elétrica para o tratamento de águas residuárias foi proposta primeiramente no final do século XIX em um processo envolvendo a EC com eletrodos de alumínio e ferro (CHEN, 2004). Segundo Merma (2008), durante o processo de EC ocorrem mecanismos eletroquímicos envolvendo a dissolução dos anodos e geração de bolhas de gás hidrogênio nos cátodos e mecanismos físico-químicos devido à desestabilização de sistemas coloidais. A EC pode ser realizada utilizando um reator contendo um par de eletrodos imersos na água residuária com subsequente produção de coagulantes *in situ* por meio da aplicação de uma diferença de potencial entre os dois eletrodos (HOLT, 2002). Os materiais dos eletrodos mais comumente utilizados são a base de alumínio ou ferro uma vez que esses metais possuem

baixo custo e fácil disponibilidade. Porém, outros materiais têm sido estudados tais como grafite, óxidos de titânio e rutênio, platina, cobre e zinco (FERREIRA, 2006).

Devido ao investimento elevado e o alto consumo de energia elétrica, tecnologias eletroquímicas apresentam uma certa rejeição para o tratamento de efluentes em escala industrial (VIK et al., 1984), mesmo sendo mais eficientes e compactas (CHEN, 2004).

A EC pode ser utilizada no tratamento de efluentes com elevadas matérias orgânicas devido à capacidade de remoção de material coloidal, sólidos suspensos e compostos inorgânicos (fósforo e metais) e orgânicos (óleos, graxas, hidrocarbonetos e outros) (DROGUI et al., 2008). Ainda, esse processo pode ser vantajoso porque a remoção das partículas coloidais menores é mais eficiente com o campo elétrico gerado (SHAMMAS et al., 2010). Diversos estudos envolvendo a EC no tratamento de efluentes da indústria de laticínios têm sido realizados conforme apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros estruturais e operacionais da EC em efluentes da indústria de laticínios.

Material Eletrodo	Volume reator (L)	Configuração	Número de Eletrodos	Tempo operação (min)	Eficiência de remoção		Referências
					DQO	Turbidez	
Alumínio	2	Bipolar Paralelo	6	60	98,80%	-	Bazrafshan et al. (2013)
	0,25	-	2	2	81,00%	96,00%	Bensadok et al. (2011)
	0,8	Monopolar	2	120	81,00%	99,90%	Borbon et al. (2014)
	1	-	2	15	53,00%	100%	Chalchouk et al. (2017)
	1	Monopolar	2	80	71,00%	-	Ghahremani et al. (2012)
	1,5	Bipolar Paralelo	4	74	68,08%	99,89%	Kushwaha et al. (2011)
	0,1	Monopolar	2	17	53,00%	100%	Lech et al. (2012)
	0,5	Monopolar	2	60	98,31%	99,81%	Melchiors et al. (2016)
	2	Monopolar	2	30	61,00%	100%	Tchamango et al. (2010)
8,1	-	8	21	57,00%	99,00%	Valente et al. (2015)	
Ferro	1	Monopolar	6	30	96,36%	99,98%	Geraldino et al. (2015)
	1	Monopolar	2	120	82,00%	-	Ghahremani et al. (2012)
	1,5	Bipolar Paralelo	4	50	70,00%	99,80%	Kushwaha et al. (2010)
	0,5	Monopolar	2	60	98,53%	99,55%	Melchiors et al. (2016)
	0,65	Bipolar Paralelo	4	1	98,00%	99,00%	Sengil e Ozacar (2006)

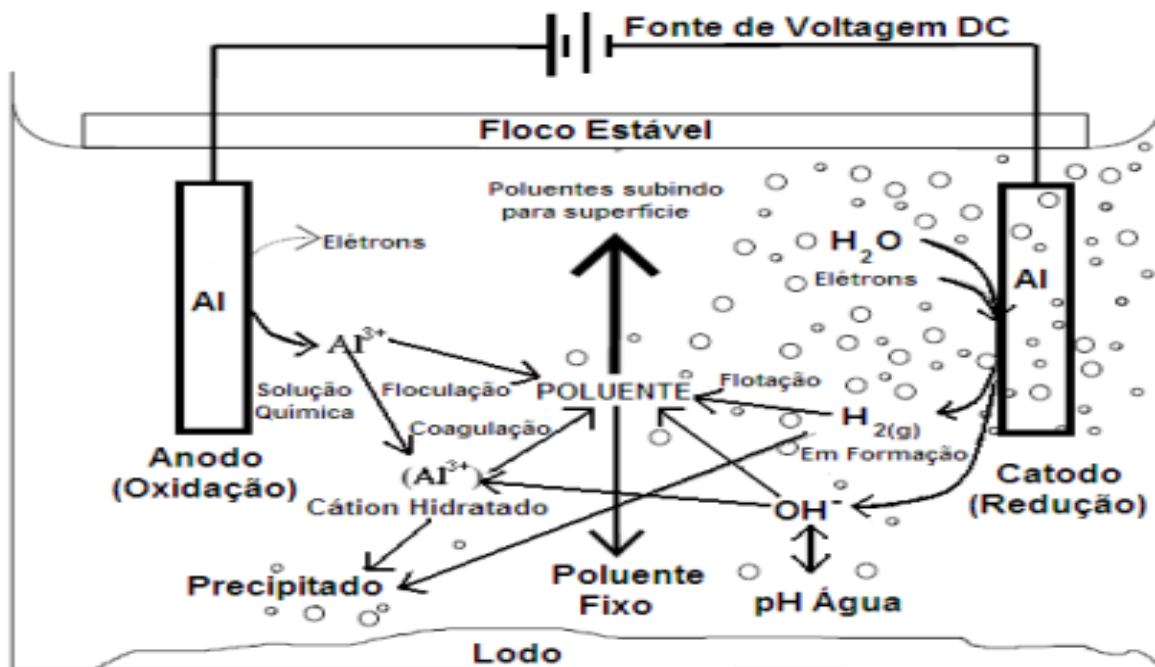
Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Para determinar a eficiência de um processo de EC na remoção de poluentes, deve-se definir alguns parâmetros de entrada como tipo de efluente, pH, densidade de corrente elétrica, tipo de metal utilizado na produção do eletrodo, tamanho do eletrodo, número e configuração do eletrodo e tempo de operação do processo (BUTLER et al., 2011).

### 2.2.1 Mecanismos da eletrocoagulação

Um sistema eletroquímico é composto por no mínimo dois eletrodos (cátodo e ânodo) imersos em um eletrólito (TICIANELLI; GONZALES, 2005). O processo de eletrocoagulação envolve a dissolução de cátions metálicos oriundos do ânodo e formação simultânea de íons hidroxila e gás hidrogênio no cátodo conforme Equações 1.1 e 1.4 (KABDAŞLI et al., 2012). Os íons formados em solução reagem com os poluentes, formando coagulados e flocos que podem ser removidos por sedimentação ou flotação (CRESPILO; REZENDE, 2004). Na Figura 2 são apresentados os mecanismos envolvidos no processo de eletrocoagulação.

Figura 2 - Interações que ocorrem no processo de eletrocoagulação.



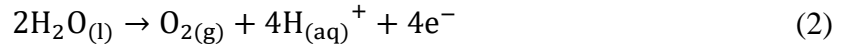
Fonte: Adaptada de Holt et al., 2002.

O mecanismo de eletrocoagulação envolve diversos fenômenos físicos e químicos os quais são resumidos em quatro etapas sucessivas: i) formação de coagulantes pela oxidação eletrolítica dos eletrodos de sacrifício; ii) desestabilização dos contaminantes, da suspensão particulada e de quebra das emulsões; iii) agregação das fases desestabilizadas para formação de flocos; e iv) remoção por sedimentação ou flotação (CRESPILO; REZENDE, 2004; KOBAYASHI et al., 2006; MOLLAH et al., 2004).

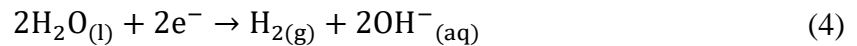
As reações que ocorrem durante a formação de coagulantes pela oxidação eletrolítica de um determinado metal M estão resumidas nas Equações 1 a 4 (MOLLAH et al., 2004).



No ânodo:

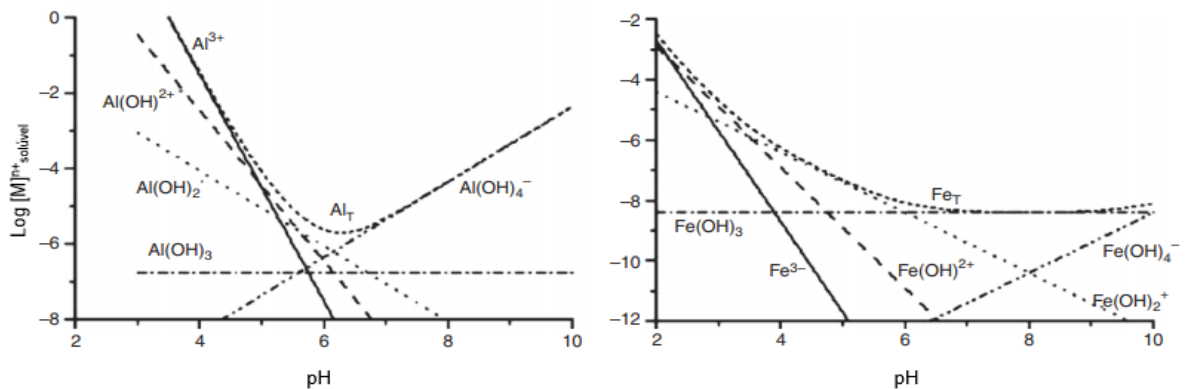


No cátodo:



Por exemplo, quando íons  $Al^{3+}$  e  $OH^{-}$  são produzidos ocorrem formação de várias espécies mononucleares [ $Al(OH)^{2+}$ ,  $Al(OH)_2^{+}$ ,  $Al_2(OH)_2^{4+}$ ] e poli nucleares [ $(Al_6(OH)_{15})^{3+}$ ,  $Al_7(OH)_{17}^{4+}$ ,  $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ ,  $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$ ,  $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ ] as quais são transformadas no hidróxido de alumínio [ $Al(OH)_3$ ] precipitado (AQUINO NETO et al., 2011; TCHAMANGO et al., 2010). Os diagramas de solubilidade do hidróxido de alumínio e ferro são apresentados na Figura 3.

Figura 3 - Diagrama de solubilidade do alumínio e ferro em função do pH.



Fonte: Adaptada de Naje et al., 2016.

O limite de solubilidade é descrito para prever o equilíbrio termodinâmico entre as espécies predominantes de alumínio em um determinado pH e o hidróxido de alumínio sólido (HOLT et al., 2002). Assim, em pH baixo o alumínio está praticamente no estado iônico como  $Al^{3+}$ . Elevando-se o pH, esse cátion se combina com íons hidroxila e forma  $Al(OH)^{2+}$ ,  $Al(OH)_2^{+}$  e  $Al(OH)_4^{+}$ . A solubilidade do alumínio trivalente é praticamente zero em pH entre 6 e 7 (VALENTE, 2012) e aumenta com a formação de íons  $Al(OH)_4^{-}$  (MOLLAH et al., 2001). Além disso, os íons ferro gerados na oxidação eletroquímica podem formar  $Fe(OH)_3$  e complexos

[ $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ ,  $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}^{2+}$ ,  $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^{2+}$ ,  $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_8(\text{OH})_2^{4+}$  e  $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_6(\text{OH})_4^{4+}$ ] com variação do pH do meio aquoso (WIMMER, 2007).

## 2.2.2 Fatores que afetam a eletrocoagulação

### 2.2.2.1 Densidade de corrente

A densidade de corrente é um dos parâmetros importantes na EC para determinar a dosagem do coagulante gerado no ânodo e a evolução do gás hidrogênio no cátodo (HAKIZIMANA et al., 2017). Essa dosagem pode ser aumentada com o aumento da corrente elétrica aplicada. No entanto, podem ocorrer desperdícios de energia elétrica devido ao aquecimento do efluente no reator (BENAZZI, 2013). As densidades de corrente comumente aplicadas em processos de tratamento de efluentes por EC geralmente variam entre 10,0 a 1.000,0  $\text{A m}^{-2}$  (KABDAŞLI et al., 2012) embora para uma operação por um longo período sem manutenção são sugeridas densidades entre 20-25,0  $\text{A m}^{-2}$ . (CHEN, 2004). Porém, a ocorrência de passivação no cátodo devido ao excesso de íons hidroxila pode impedir a corrosão (CERQUEIRA, 2006). Esse problema pode ser solucionado com periódicas inversões de polaridade ou adição de íons cloreto no efluente (KABDAŞLI et al., 2012).

### 2.2.2.2 pH

O pH nos processos de EC altera a eficiência da corrente assim como nas solubilidades dos hidróxidos metálicos (CHEN, 2004). Durante a EC o pH da solução tende a variar (KABDAŞLI et al., 2012). Em condições nas quais o pH inicial é menor que 4,0, o pH do efluente durante o tratamento tende a subir. Porém, em situações com pH maior que 8,0, o pH do efluente tende a diminuir, permanecendo numa faixa entre pH 6,0 e 8,0. Assim, a capacidade de neutralizar o pH do efluente durante o tratamento é uma das principais vantagens da EC (CRESPILO; REZENDE, 2004).

O aumento do pH em condições ácidas acontece devido a geração de íons hidrogênio no cátodo (VIK et al., 1984), enquanto que o decréscimo do pH em condições alcalinas está associado a formação de hidróxidos metálicos (CHEN et al., 2000). A eficiência da corrente utilizando eletrodos de alumínio é maior em condições ácidas e alcalinas do que em pH neutro, conforme apresentado na Figura 3. A eficiência do tratamento depende da natureza do efluente, sendo que a melhor eficiência pode ser obtida em pH 7. No entanto, nesse pH o consumo

elétrico é maior devido a variação da condutividade. Vale destacar que quando a condutividade é alta os efeitos gerados pela variação do pH não são significantes (CHEN, 2004) e íons metálicos reagem com as partículas carregadas negativamente na água para formar os flocos para decantação (DANESHVAR et al., 2006).

#### 2.2.2.3 *Condutividade*

Como mencionado anteriormente, a eficiência da densidade de corrente no processo de EC depende principalmente da condutividade elétrica e da força iônica da solução. A eficiência da densidade de corrente aumenta com o aumento da condutividade eletrolítica devido ao decréscimo da resistência ôhmica do efluente (HAKIZIMANA et al., 2017). A condutividade também diminui o tempo necessário para o tratamento e, conseqüentemente reduz o consumo de energia elétrica (CHOU, 2010). Eletrólitos suporte são comumente empregados para elevação da condutividade do meio. Nesse caso, o cloreto de sódio é um dos mais utilizados porque minimiza a passivação (BENAZZI, 2013).

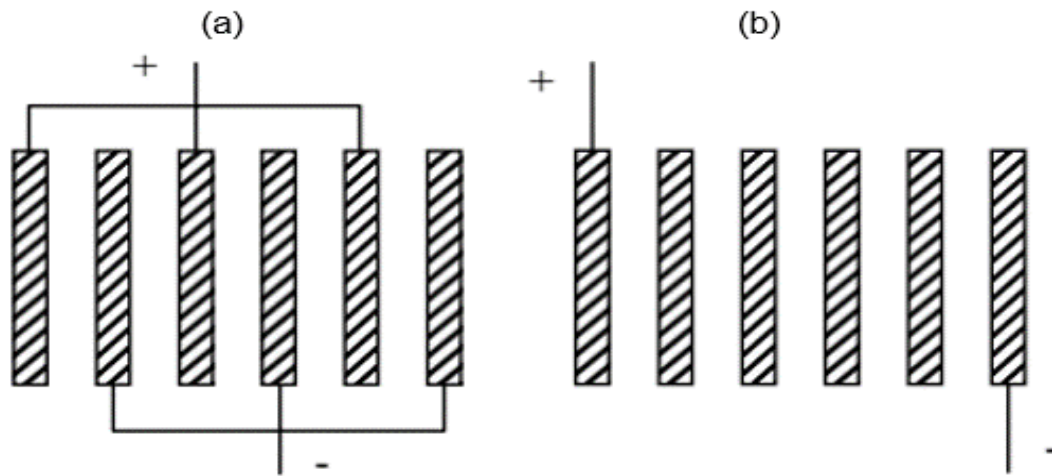
#### 2.2.2.4 *Temperatura*

O aumento da temperatura durante a EC é justificado pela resistência do eletrodo à passagem de corrente elétrica durante a operação, gerando altos valores de tensão elétrica (VERMA et al., 2012). De acordo com Crespilho e Rezende (2004) há aumento da eficiência do tratamento com eletrodos de alumínio até 60,0 °C. Chen (2004) afirma que o aumento da temperatura favorece o aumento da condutividade e, conseqüentemente, reduz o consumo elétrico.

#### 2.2.2.5 *Configurações dos eletrodos*

Placas retangulares ou quadradas são os tipos de pares de eletrodos mais utilizados em processos de EC. As conexões são monopolares (a) e bipolares (b) conforme apresentado na Figura 4.

Figura 4 - Conexões dos eletrodos.



Fonte: Adaptada de Chen, 2004.

Os eletrodos podem ser conectados em série ou paralelo no modo monopolar. No arranjo da célula em série é necessária uma diferença de potencial maior para que haja passagem de corrente elétrica devido a maior resistência (Mollah et al. 2004). Já no arranjo em paralelo, a corrente elétrica é dividida entre todos os eletrodos devido às resistências das células individuais. Quando a corrente passa pelos dois eletrodos conectados no modo bipolar, os lados das placas condutivas neutras são carregados eletricamente com carga oposta, gerando carga negativa de um lado e positiva de outro. Esse tipo de configuração é denominado de modo de eletrodos bipolares. De maneira geral, nas configurações monopolares são necessárias baixas tensões e altas correntes enquanto que nos eletrodos bipolares é necessária alta tensão e baixa corrente elétrica (HAKIZIMANA et al., 2017). O custo-benefício das configurações monopolares é mais interessante porque são obtidos maiores eficiências e menores consumos de energia elétrica durante a remoção de poluentes (BAYRAMOGLU et al., 2007; BRAHMI et al., 2015; DROGUI et al., 2008).

#### 2.2.2.6 Distância dos eletrodos

Quanto maior a distância entre os eletrodos maior a tensão aplicada uma vez que a solução possui alta resistividade à passagem de corrente elétrica (CRESPILHO; REZENDE, 2004). Conforme a distância entre os eletrodos torna-se menor, mais bolhas de gás são produzidas eletroquimicamente, aumentando a taxa de transferência de massa e a taxa de reação entre espécies coagulantes e poluentes (MARTÍNEZ-VILLAFANE et al., 2009). No entanto,

quando a distância entre os eletrodos é muito pequena, a eficiência do tratamento é comprometida devido à alta atração eletrostática e a degradação dos hidróxidos (VERMA et al., 2013). Ainda, a eficiência pode diminuir em distância muito grande entre os eletrodos devido ao aumento do tempo de difusão dos íons e a menor atração eletrostática na formação de flocos.

#### 2.2.2.7 *Material dos eletrodos*

Alumínio e ferro são os metais comumente empregados na produção de eletrodos para EC (CHEN, 2004). A escolha desses metais está associada à suas amplas disponibilidades na crosta terrestre, baixo custo e valências altas as quais são importantes para aumentar a eficiência de remoção de poluentes (HAKIZIMANA et al., 2017). Porém, o efluente final tratado com eletrodos de ferro tende a ficar com uma cor residual verde ou amarela bastante forte devido a presença de íons  $Fe^{2+}$  (cor verde) e  $Fe^{3+}$  (cor amarela) oxidados durante o processo eletrolítico. O efluente final nos tratamentos empregando eletrodos de alumínio fica com características mais claras e estáveis (FERREIRA, 2006).

### 2.2.3 **Vantagens e desvantagens da eletrocoagulação**

As principais vantagens dos processos de EC são associadas a: i) equipamentos simples e de fácil operação; ii) maior controle de liberação do agente coagulante; iii) os flocos formados são mais estáveis; iv) remoção de partículas coloidais menores; v) limitação na utilização de substâncias químicas; vi) flotação devido a geração de bolhas; vii) célula eletrolítica eletricamente controlada; viii) lodo formado tende-se a aglutinar-se; ix) o cloreto de sódio pode ser utilizado para aumentar a condutividade do efluente, diminuindo o consumo elétrico; x) remoção de óleos e graxas (CERQUEIRA, 2006; CRESPILO; REZENDE, 2004; MOLLAH et al., 2001). No entanto, as desvantagens da empregabilidade desse tratamento incluem: i) substituição dos eletrodos; ii) uso de eletricidade elevado; iii) criação de um filme de óxido impermeável no cátodo; iv) necessidade de uma alta condutividade no efluente; v) hidróxidos gelatinosos tendem a se solubilizar em alguns casos.

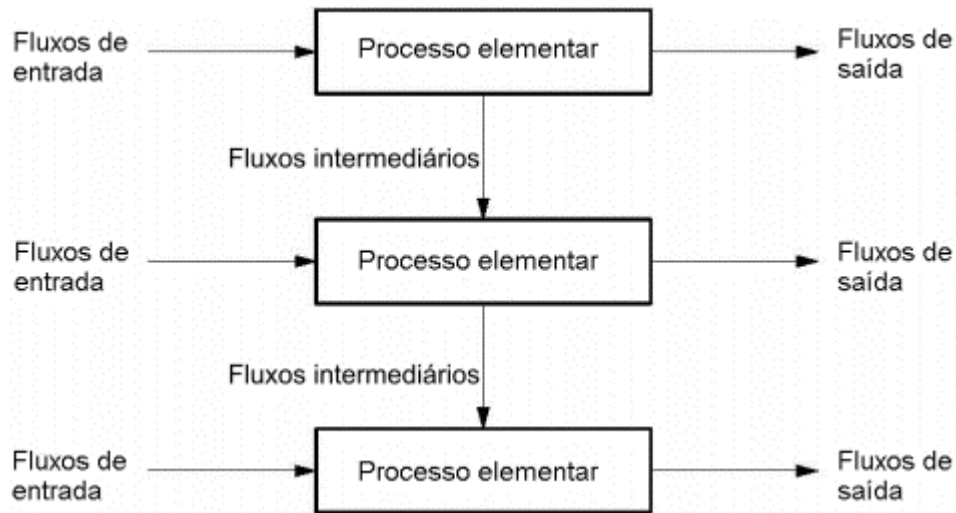
## 2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia usada para estimar e avaliar os impactos ambientais atribuídos ao ciclo de vida de um produto (REBITZER et al., 2004). Sua abrangência compreende etapas que vão desde a retirada das matérias-primas elementares que entram no sistema produtivo (berço) à disposição do produto após o seu uso (túmulo) (CHEHEBE, 1998). Em abordagens mais recentes, essa metodologia já é executada desde o berço até o retorno de um determinado produto ao berço para ser reutilizado (*cradle-to-cradle*). Os primeiros estudos sobre impactos ambientais nessa área foram realizados entre 1960 a 1970. Nesses estudos foram avaliados o impacto ambiental do engarrafamento de líquidos em vidros, plásticos ou caixas. Por exemplo, uma determinada companhia de refrigerantes solicitou em 1969 um estudo para comparar diferentes tipos de embalagem para suas bebidas a fim de determinar qual das alternativas produzia a menor quantidade de resíduos e consumisse o mínimo de recursos naturais (CURRAN, 2008). Com o tempo, concluiu-se que os impactos ambientais não estavam apenas associados à sua produção, mas sim ao seu uso, transporte e disposição final. Gradualmente, a importância de avaliar o ciclo de vida de um produto se tornou uma das principais questões das décadas 80 e 90 (GUINÉE et al., 2011).

O aumento dos estudos sobre o ciclo de vida de produtos sem uma metodologia padronizada levou a certos exageros que quase comprometeram a imagem dessa ferramenta de avaliação (CHEHEBE, 1998). Estudos tendenciosos foram elaborados a fim de beneficiar determinadas organizações. Diante disso, iniciou-se uma abordagem sistemática para comparar o desempenho ambiental de diferentes produtos e a importância de um método padronizado como base científica para a sustentabilidade ambiental na indústria e no governo (CURRAN, 2013). Através da normalização, os estudos envolvendo ACV tornaram-se cada vez mais confiáveis perante as exigências dos agentes envolvidos.

Atualmente, a ACV está inserida na série de normas da *International Organization for Standardization* (ISO) 14.000, a qual agrega outras ferramentas de gestão ambiental. No contexto brasileiro, a ACV é normatizada segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), em duas normas: a ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009a), que trata sobre os princípios e estrutura, e a ABNT NBR ISO 14.044 (ABNT, 2009b), que se refere aos requisitos e orientações. Conforme essas normas, a ACV é usada para modelar o ciclo de vida de um produto por meio de seu sistema produtivo. Os processos elementares de uma ACV estão apresentados na Figura 5.

Figura 5 - Conjunto de processos elementares dentro de um sistema de produto.



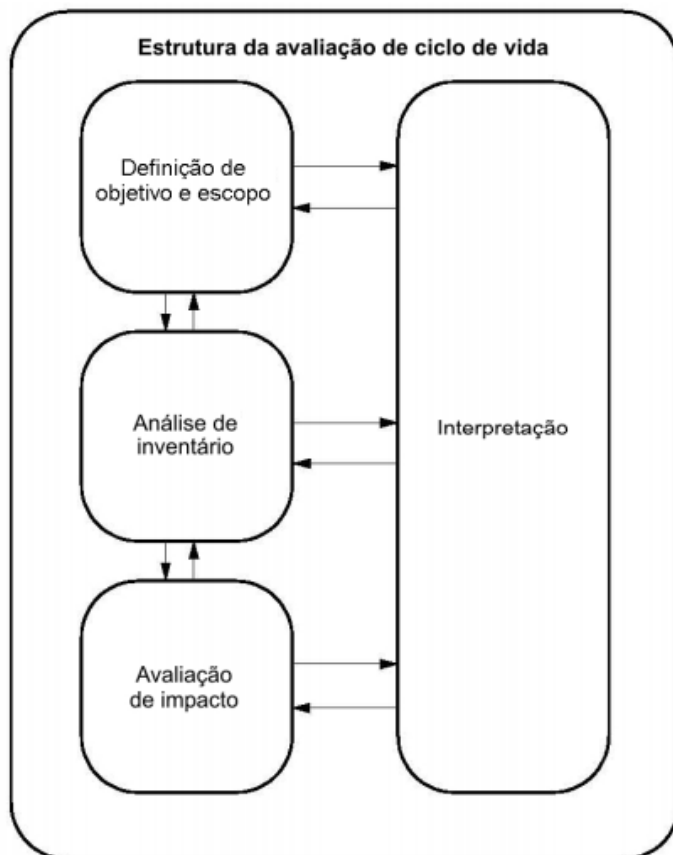
Fonte: Adaptada de ABNT, 2009a.

Esses processos são definidos pela ABNT NBR ISO 14.044 (ABNT, 2009b) como o menor elemento considerado nas análises de inventários do ciclo de vida nos quais os dados de entrada e saída são quantificados. Os processos elementares são ligados uns aos outros por fluxos de produtos intermediários e/ou resíduos para tratamento, a outros sistemas de produto por meio de fluxos de produtos e ao meio ambiente por fluxos elementares. Esse último é definido como material ou energia retirado do meio ambiente ou liberado no mesmo sem sofrer transformação prévia. De maneira geral, cada processo elementar representa a fabricação de um determinado produto o qual depende de matéria-prima para sua produção (fluxo de entrada), geração de emissões atmosféricas (fluxos de saída) e da utilização do subproduto para outros processos produtivos.

### 2.3.1 Fases da ACV

Um estudo de ACV é composto por quatro fases conforme apresentado na Figura 6.

Figura 6 - Fases de uma ACV.



Fonte: Adaptada de ABNT, 2009a.

As fases de uma ACV incluem i) definição de objetivo e escopo; ii) análise de inventário; iii) avaliação de impactos, e; iv) interpretação. As fases que estão inseridas na ACV apresentam uma abordagem interativa visto que em cada fase é utilizado os resultados das outras, o que contribui para completar e tornar consistente o estudo e seus resultados (ABNT, 2009a).

### 2.3.1.1 Definição de objetivo e escopo

A primeira etapa de uma ACV é a definição do objetivo e escopo do estudo. Nela, são formuladas questões e hipóteses a respeito do que se pretende avaliar, pois o método apropriado da ACV é relacionado à finalidade do estudo (FINNVEDEN et al., 2009). Ainda, devem ser definidos: i) a razão principal para a condução do estudo, ii) sua abrangência e limites, iii) a unidade funcional (UF), iv) a metodologia e v) os procedimentos considerados necessários para a garantia da qualidade do estudo (CHEHEBE, 1998). O objetivo e o escopo devem ser elaborados baseando-se em uma série de informações qualitativas e quantitativas as quais



deverão ser previamente analisadas para inserção no estudo, além de uma série de parâmetros que descreverão como o estudo será realizado (MATTHEWS et al., 2015). Além disso, deve-se descrever no objetivo a razão principal do estudo de forma clara, enquanto que para o escopo, deve-se preconizar a unidade funcional, a abrangência e os limites do sistema, a metodologia e procedimentos de alocação, limitações do estudo, entre outros processos (ABNT, 2009a).

A UF é a principal base do estudo porque permite a comparação e análise de bens alternativos ou até mesmo serviços (REBITZER et al., 2004). Ela é usada para definir e quantificar as funções identificadas do produto com propósito primário de fornecer uma referência na qual as entradas e saídas são relacionadas (ABNT, 2009a).

A fronteira do sistema é usada para delimitar os processos elementares incluídos no sistema (ABNT, 2009b). Ainda, é usada para estabelecer o conteúdo mínimo do escopo de um estudo de ACV, referindo-se às suas três dimensões: i) onde iniciar e parar o estudo do ciclo de vida (extensão), ii) quantos e quais subsistemas incluir (largura) e iii) o nível de detalhes do estudo (profundidade).

A alocação, por sua vez, é definida como a repartição de fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto (ABNT, 2009a). Esse processo pode ser compreendido como a quantidade de material consumido ou utilizado de acordo com a unidade funcional escolhida levando em consideração o gasto de sua vida útil para determinado processo. No entanto, deve-se evitá-lo sempre que possível, por meio da divisão dos processos elementares a serem alocados ou pela expansão do sistema do produto estudado (ABNT, 2009b). Nessa etapa, deve-se definir o tipo de abordagem que melhor representa o estudo, podendo ser uma ACV atribucional ou consequencial. Sobre a primeira, também denominada ACV tradicional, é fornecido o conjunto de fluxos totais que estão associados ou atribuídos a uma determinada unidade funcional, enquanto que uma ACV consequencial é usada para estimar a mudança nos fluxos de poluição e recursos que irão resultar de uma mudança no nível das unidades funcionais produzidas (REBITZER et al., 2004).

A ACV atribucional é aplicada para avaliar os impactos ambientais diretos atribuíveis a um sistema de produção específico e apresenta característica estática e valores médios. No entanto, ela não fornece um alto nível de apoio para a tomada de decisão devido à incapacidade de avaliar as consequências ambientais na mudança dos sistemas (LUZ, 2017).

### 2.3.1.2 *Análise de inventário*

A análise de inventário do ciclo de vida (ICV) é uma metodologia associada a coleta e quantificação de todas as variáveis de entrada e saída (matéria-prima, energia, transporte, emissões para o ar, efluentes, resíduos sólidos, etc.) envolvidas durante o ciclo de vida de um produto, processo ou atividade (CHEHEBE, 1998). Os processos dentro do ciclo de vida e os fluxos de materiais e energia são modelados para representar o sistema do produto e suas entradas e saídas do/para o meio ambiente (REBITZER et al., 2004). Essa etapa é subdividida em três processos: i) coleta de dados; ii) cálculos com os dados e, iii) alocação de fluxos e liberações. De acordo com a ABNT NBR ISO 14.044 (ABNT, 2009b), é conveniente a utilização de fluxogramas gerais que podem ser utilizados para ilustrar todos os processos elementares a ser modelados, incluindo inter-relações. Isso fornece uma visão geral do sistema do produto analisado e permite uma melhor orientação para a coleta de dados.

### 2.3.1.3 *Avaliação de impacto*

O objetivo da avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) é estudar a significância dos impactos ambientais utilizando os resultados do ICV e poder associar dados do inventário com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria na tentativa de entender tais impactos (ABNT, 2009a). A avaliação de impacto é caracterizada por elementos obrigatórios e opcionais. Os elementos obrigatórios são: i) seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização; ii) classificação e; iii) caracterização. Já os elementos opcionais são: i) normalização; ii) agrupamento e; iii) ponderação (ABNT, 2009b).

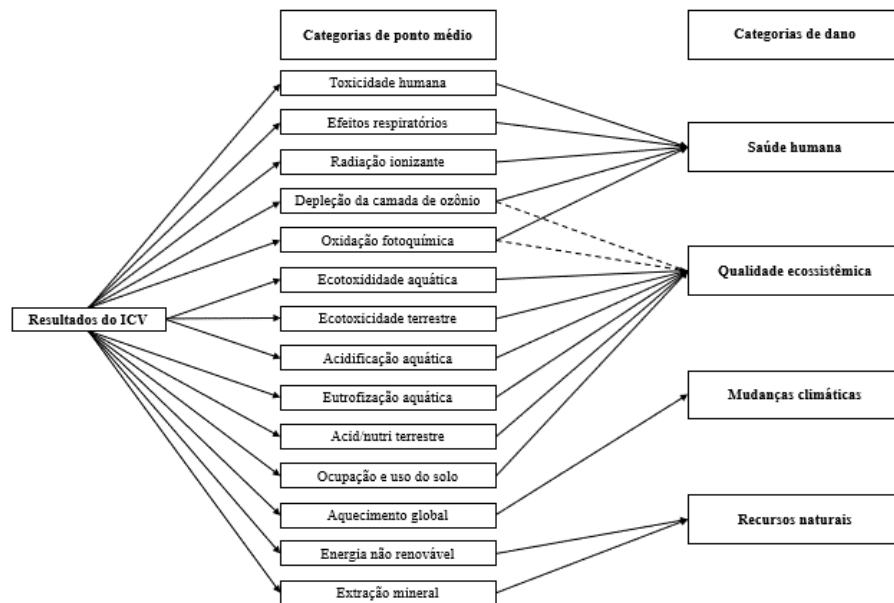
Existem diversos métodos de avaliação do impacto de ciclo de vida (AICV) em ponto médio (*midpoint*) e em ponto final (*endpoint*), sendo que a primeira metodologia apresenta um maior número de categorias de impacto e resultados mais exatos e precisos em relação ao segundo, que geralmente considera apenas três áreas de proteção (saúde humana, qualidade ecossistêmica e uso de recursos) (BUENO, 2014). Neste estudo foram utilizados os métodos IMPACT 2002+ (JOLLIET et al., 2003) e ReCiPe *Endpoint* (E) (GOEDKOOP et al., 2009). No entanto, esse último foi apenas necessário para comparação dos resultados através de uma análise de sensibilidade.

O método IMPACT 2002+ é baseado em métodos clássicos de avaliação de impacto que se restringem a modelagens quantitativas para estágios iniciais na cadeia de causa efeito, limitando as incertezas. Os métodos de danos orientados são usados para modelar a cadeia de

causa efeito para uma categoria de dano, com probabilidades mais altas de incerteza (JOLLIET, et al., 2003). Esse método é composto por 14 categorias de impacto *midpoint* e 4 *endpoint*, sendo que cada categoria de impacto é direcionada para a sua respectiva categoria de dano por meio de fluxos elementares conforme apresentado na Figura 7.

A categoria de ponto médio é utilizada para indicar a proximidade com os resultados do ICV. Sendo assim, essa categoria tem a função modelar o impacto primário e localizar a emissão e o efeito nocivo final. Já a categoria em ponto final está associada à transformação de um aspecto ambiental antrópico em um efeito nocivo final de ordem superior (FEHRENBACH et al. 2015). A unidade associada ao indicador único Pt (Pontos, também conhecida como pessoa.ano), simboliza o impacto médio de uma categoria específica causada por uma pessoa durante um ano na Europa (HUMBERT et al., 2012).

Figura 7 - Esquema geral do método IMPACT 2002+.



Fonte: Adaptada de Jolliet et al., 2003.

As metodologias das categorias de impacto são baseadas principalmente em métodos predecessores como Eco-indicator 99 (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001), CML 2000 (GUINÉE et al., 2002) e IPCC (INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2001). Na tabela 5 estão apresentadas as categorias de impactos presentes no método IMPACT 2002+ com breves descrições de cada efeito e suas respectivas substâncias de referência.

Tabela 5 - Descrição das categorias de ponto médio do método IMPACT 2002+.

<b>Categoria de ponto médio</b>	<b>Descrição</b>	<b>Substância de referência</b>
Toxicidade humana	Efeitos tóxicos a saúde humana.	kg <sub>eq</sub> cloroetileno no ar
Efeitos respiratórios	Efeitos respiratórios causados por substâncias inorgânicas.	kg PM2.5 no ar
Radiação ionizante	Nível de exposição à radiação ionizante	Bq <sub>eq</sub> carbono-14 no ar
Depleção da camada de ozônio	Emissões atmosféricas que afetam a camada de ozônio.	kg <sub>eq</sub> CFC-11 no ar
Oxidação fotoquímica	Emissões atmosféricas que intensificam o processo.	kg <sub>eq</sub> etileno no ar
Ecotoxicidade aquática	Efeitos ecotóxicos causados pelo lançamento de determinadas substâncias.	kg <sub>eq</sub> trietilenoglicol na água
Ecotoxicidade terrestre	Efeitos ecotóxicos causados pelo lançamento de determinadas substâncias.	kg <sub>eq</sub> trietilenoglicol na água
Acidificação/nutrição terrestre	Efeito de acidificação e nutrição do solo.	kg SO <sub>2 eq.</sub> no ar
Acidificação aquática	Efeito de acidificação na água.	kg SO <sub>2 eq.</sub> no ar
Eutrofização aquática	Efeito de eutrofização na água ocasionada pelo lançamento de compostos contendo nitrogênio e fósforo	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> na água
Ocupação e uso do solo	Área ocupada por um determinado período.	m <sup>2</sup> <sub>eq</sub> de terra orgânica arável.ano
Aquecimento global	Emissões atmosféricas contendo CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> .	kg CO <sub>2 eq.</sub> no ar
Energia não renovável	Utilização de energias de origem não renovável.	MJ total primário não renovável
Extração mineral	Esgotamento de um determinado recurso natural devido a sua exploração.	MJ adicional de energia

Fonte: Adaptada de Humbert et al., 2012.

### 2.3.1.4 Interpretação

A última etapa da ACV envolve a identificação e análise dos resultados obtidos nas fases de inventário e/ou avaliação de impacto de acordo com o objetivo e escopo previamente definidos para o estudo. Os resultados dessa fase podem tomar a forma de conclusões e recomendações aos tomadores de decisão (CHEHEBE, 1998). É importante a reflexão do fato de que os resultados de AICV são baseados em uma abordagem relativa, que indicam efeitos ambientais potenciais e que não preveem impactos reais sobre os pontos finais de categoria, a extrapolação de limites, margens de segurança ou riscos (ABNT, 2009a). Ainda, é importante que haja uma avaliação do estudo, considerando verificações de completeza, sensibilidade e consistência (ABNT, 2009b). A verificação de completeza garante que as principais informações e dados relevantes para a interpretação estejam completos e disponíveis, enquanto que a análise de sensibilidade tem o propósito de avaliar a confiabilidade dos resultados (ALVARENGA, 2012). Já a verificação de consistência é realizada para investigar se as suposições, métodos e dados foram aplicados de forma consistente no decorrer do estudo de ACV (BUENO, 2014). As constatações dessa etapa podem tomar a forma de conclusões e

recomendações aos tomadores de decisão, consistentes com o objetivo e escopo do estudo. Assim, isso pode ser feito através de uma análise crítica e revisão de todo o estudo (ABNT, 2009a).

### **2.3.2 ACV em estações de tratamento de efluentes**

A ACV é uma técnica de avaliação de impactos associados ao ciclo de vida de produtos que também vem sendo aplicada em serviços, sendo que nesse último estão inseridas as estações de tratamento de efluentes. Essa técnica tem sido aplicada desde a década de 90 com o objetivo de estudar processos de tratamento de efluentes ambientalmente sustentáveis (COROMINAS et al., 2013). Uma das principais utilidades da ACV nesse meio é realizar a comparação de diferentes tratamentos a fim de encontrar o menos impactante ambientalmente. Para isso, a unidade funcional volumétrica apresenta grande empregabilidade (BRIX, 1999; HØIBYE et al., 2008; PASQUALINO et al., 2009; RENZONI; GERMAIN, 2007; WENZEL et al., 2008). Com relação aos resultados da comparação desses estudos por meio da ACV, percebe-se o predomínio da eletricidade como principal responsável pelos impactos ambientais potenciais obtidos, a qual é utilizada de modo constante para operação desses sistemas (FRIEDRICH et al., 2009; GALLEGO et al., 2008; GARFÍ et al., 2017). Devido a isso, a etapa operacional na maioria dos estudos é a mais impactante, fazendo com que a etapa estrutural seja negligenciada. A etapa de construção das estações de tratamento de efluentes muitas vezes não é considerada porque apresenta valores não significativos comparados aos impactos causados pelas suas respectivas operações (GALLEGO et al., 2008; KALBAR et al., 2013). No entanto, em estações de tratamento com tecnologias já conhecidas ou com pouco uso de equipamentos, as suas etapas construtivas podem apresentar contribuições acima de 80% para o impacto ambiental potencial dentro de algumas categorias de impacto (MACHADO et al., 2007; VLASOPOULOS et al., 2006).

Apesar dos impactos ambientais relacionados ao consumo de energia elétrica serem predominantes na maioria dos estudos envolvendo estações de tratamento de efluentes, essa contribuição é pequena quando comparada aos possíveis impactos ambientais associados ao lançamento de águas residuárias sem o devido tratamento. Portanto, a ACV é uma ferramenta de avaliação ambiental importante para relacionar as possíveis consequências associadas ao não tratamento de um efluente. Além disso, usando ACV é possível melhorar a qualidade ambiental do meio onde estamos inseridos e aumentar a eficiência na remoção de poluentes. Como

resultado, isso diminuiria os impactos ambientais e melhoraria a qualidade de vida da população e do meio ambiente.

### **3 CAPÍTULO 3: ACV NO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO DE EFLUENTES A PARTIR DE INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS**

#### **3.1 INTRODUÇÃO**

A indústria de laticínios é considerada uma das maiores fontes geradoras de águas residuárias durante o processamento industrial (TOOCHI et al., 2012), produzindo até 10 litros de efluente para cada litro de leite processado (VOURCH et al., 2008). Efluentes de indústrias de laticínios possuem altas concentrações de DBO, DQO, sólidos dissolvidos e suspensos, gorduras, óleos e graxas, e nutrientes como amônia ou minerais como fosfatos. Portanto, esses efluentes precisam ser cuidadosamente tratados antes do descarte final (SARKAR et al., 2006). Esses tipos de efluentes podem ser tratados por métodos biológicos aeróbios (DEMIREL et al., 2005; TOOCHI et al., 2012) e anaeróbios (KARADAG et al., 2015; LOPERENA et al., 2009) bem como por métodos físico-químicos como coagulação e floculação (BORBON et al., 2014). Contudo, os métodos convencionais são falhos quando grandes quantidades de proteínas e lipídeos estão presentes em solução, resultando em diversos problemas como pH alcalino, coloração escura e altos níveis de DQO e DBO no efluente final (DROGUI et al., 2008).

Para a operação de processos biológicos é necessário grandes espaços e longos tempos de tratamento, com subsequente produção de grande quantidade de lodo (BENSADOK et al., 2011). Os métodos físico-químicos são realizados em caixas de gordura e flutuadores que podem resultar em baixa eficiência, alto custo e geração de poluição secundária devido à adição de reagentes químicos durante o processo (DEMIREL et al., 2005). Por outro lado, os métodos eletroquímicos como a electrocoagulação (EC) são interessantes pela capacidade de remoção de poluentes orgânicos a partir de águas residuárias com altas eficiências utilizando reatores compactos, de fácil operação e custo moderado (ANGLADA et al., 2009).

A EC destaca-se pela possibilidade de ajustes dos parâmetros estruturais e operacionais do processo (CAÑIZARES et al., 2007). No entanto, o emprego de diferentes eletrodos resulta em diferenças nas características do efluente tratado (GHAHREMANI et al., 2012; MELCHORS et al., 2016)

Assim, o objetivo do estudo desse capítulo foi verificar a variação no impacto ambiental pela utilização de diferentes materiais de eletrodos (ferro e alumínio) no processo de EC para o tratamento de um efluente proveniente da indústria de laticínios. Para isso, a ACV foi utilizada como ferramenta de análise a fim de verificar a performance ambiental durante a variação de parâmetros estruturais e operacionais do processo.

### 3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada nesse estudo foi dividida em duas etapas. Na primeira parte foram descritas as propriedades físico-químicas do efluente antes do tratamento empregado por Melchior et al. (2016) e a determinação de parâmetros estruturais e operacionais os quais foram fundamentais para o estudo. Na segunda parte foram utilizadas as quatro fases fundamentais para ACV conforme estabelecido na ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009a), sendo: i) definição dos objetivos e escopo, ii) inventário do ciclo de vida (ICV), iii) avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) e iv) interpretações dos resultados, abrangendo questões como comparação e discussão dos resultados além de análises de sensibilidade.

#### 3.2.1 Descrição e determinação de parâmetros para EC

As propriedades físico-químicas do efluente estudadas por Melchior et al. (2016), estão apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Propriedades físico-químicas do efluente estudado.

<b>Parâmetros</b>	<b>Valores</b>	<b>Unidade</b>
Condutividade*	1,73	mS cm <sup>-1</sup>
DQO	4683	mg L <sup>-1</sup>
pH	10,2	-
Sólidos suspensos totais (SST)	640	mg L <sup>-1</sup>
Turbidez	1126	NTU

Fonte: Adaptada de Melchior et al., 2016.

Nota:

\* Parâmetro estimado.

Os parâmetros de entrada utilizados na etapa de ICV foram obtidos com base no estudo previamente citado, em que seu objetivo foi investigar a eficiência da EC no tratamento de efluente proveniente da indústria de laticínios utilizando eletrodos de ferro e/ou de alumínio. Para isso, foram monitorados parâmetros operacionais como o tempo de operação, pH e tensão elétrica.

Para obtenção de um ICV mais robusto e condizente com o experimento realizado foram estimados a condutividade e parâmetros operacionais. A condutividade do efluente estudado foi determinada por regressão linear múltipla, compilando variáveis relacionadas com a condutividade em diversos estudos. O modelo obtido para a determinação da condutividade do efluente foi expressa em C (mS cm<sup>-1</sup>), levando em consideração 33 observações. Essas



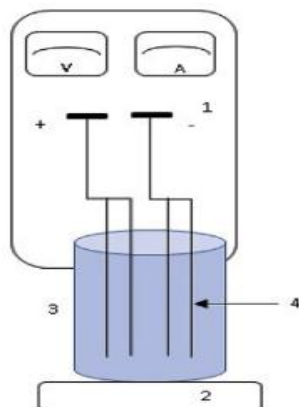
observações foram baseadas na quantidade de sólidos suspensos totais - SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ), pH e DQO de entrada ( $\text{mg L}^{-1}$ ) como representado na Equação 5:

$$C = 0,18 \text{ pH} - 6,01 \times 10^{-4} \text{ SST} + 5,91 \times 10^{-5} \text{ DQO}_{\text{entrada}} \quad (5)$$

O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) foi 83,5 %, indicando que mais de 80,0 % do modelo é explicado pelas variáveis selecionadas. Como pode ser observado na Equação 5, o aumento da concentração de SST e diminuição da concentração de DQO no efluente diminuem a condutividade do efluente como observado por Karthikeyan et al. (2015). Nesse caso, foi determinada uma correlação negativa de 50,0 % para a concentração de SST e uma correlação positiva de 35,0 % para a concentração de DQO em função da condutividade. Todas as variáveis selecionadas apresentaram um valor-p inferior a 5,00 %, o que indica que ambas são significativas para o modelo.

Os parâmetros estruturais e operacionais utilizados por Melchioris et al. (2016) nos ensaios de eletrocoagulação foram: i) célula eletrolítica com volume útil de 500,0 mL e ii) par de eletrodos de alumínio e/ou ferro com comprimentos de 15,0 cm, larguras de 7,0 cm, espessuras de 1,0 mm, área superficial total dos eletrodos de 428,8  $\text{cm}^2$  e distância entre eletrodos de 2,0 cm. O reator de eletrocoagulação está apresentado na Figura 8.

Figura 8 - Diagrama esquemático do reator de eletrocoagulação.



1. Fonte de energia
2. Agitador magnético
3. Célula de eletrocoagulação
4. Eletrodos [anodo (+) e cátodo (-)]

Fonte: Adaptada de Melchioris et al., 2016.

Os parâmetros operacionais ótimos encontrados para remoção de 97,0 % e 97,4 % de DQO e 99,6 % e 99,1 % de turbidez utilizando eletrodos de alumínio e/ou ferro foram de 5,0 V, 60 minutos de operação e pH = 5,0. A célula eletroquímica foi composta por um agitador magnético (Fisatom 752) e uma fonte de energia (Quimis/Q-297-2). A eficiência de remoção

de SST não foi abordada por Melchior et al. (2016). No entanto, Karthikeyan et al. (2015) estudaram correlações entre diversos parâmetros físico-químicos do efluente oriundo da indústria de laticínios obtendo correlação positiva acima de 93,0 % entre a turbidez e SST. Um planejamento fatorial composto central foi também desenvolvido para otimizar a remoção de parâmetros como DQO, cor, SST e turbidez em um processo de EC utilizando eletrodos de alumínio e/ou ferro (VARANK; SABUNCU, 2014). Nesse caso, foram utilizados valores obtidos com relação a eficiência de remoção dos SST e turbidez para realização de uma regressão linear simples, utilizando 20 observações. O intuito da obtenção desse modelo foi prever a concentração remanescente de SST no efluente após o tratamento a qual foi baseada nos teores  $B_{Al}$  e  $B_{Fe}$  (%) em função da eficiência de remoção de turbidez. Os modelos previamente mencionados estão apresentados nas Equações 6 e 7.

$$B_{Al} = 0,81 \text{ turbidez}_{\text{ef. remoção}} \quad (6)$$

$$B_{Fe} = 0,90 \text{ turbidez}_{\text{ef. remoção}} \quad (7)$$

Os valores de  $R^2$  encontrados para estudos com ambos os eletrodos foram superiores a 98,0 % e os valores-p inferiores a 1,0 % conforme estudo realizado por Varank e Sabuncu (2014). As eficiências de remoção de SST foram de 80,7 % e 89,2 % utilizando eletrodos de alumínio e ferro, respectivamente. Assim, as concentrações de SST remanescentes nos efluentes tratados foram de 123,6 e 69,2 mg L<sup>-1</sup>.

Para a determinação da potência utilizada nos ensaios de EC com eletrodos de alumínio e ferro foi utilizada a Equação 8 proposta por Gu et al. (2009). Nesse caso, a potência aplicada em um reator de EC está associada à superação da resistência ôhmica ( $P_{d\Omega}$ ) para difundir íons através da solução e as resistências farádicas ( $P_{dF}$ ) nas reações catódicas e anódicas (Equações 9 e 10).

$$P_t = \frac{(P_{d\Omega} + P_{dF}) A_{\text{eletrodos}}}{10^6} \quad (8)$$

$$P_{d\Omega} = i^2 \Omega = i^2 \left( \frac{D}{C} \right) \quad (9)$$

$$P_{dF} = i [k_1 \ln(i) + k_2] \quad (10)$$

Onde:

$P_t$	Potência total eletrodo (W)
$P_{d\Omega}$	Potência ôhmica dissipada ( $\mu\text{W cm}^{-2}$ )
$P_{dF}$	Potência farádica dissipada ( $\mu\text{W cm}^{-2}$ )
$A_{\text{eletrodos}}$	Área superficial total dos ânodos ( $\text{cm}^2$ )
$i$	Densidade de corrente ( $\text{mA cm}^{-2}$ )
$D$	Distância dos eletrodos (cm)
$C$	Condutividade da solução ( $\text{S cm}^{-1}$ )
$k_1$	Constante (Al: 430; Fe: 75)
$k_2$	Constante (Al: 1000; Fe: 600).

Para a determinação da potência aplicada foi necessário estimar a densidade de corrente utilizada nos ensaios realizados para cada eletrodo. Assim como na determinação da condutividade, a regressão linear múltipla foi novamente utilizada, compilando as diversas variáveis associadas a esse parâmetro. Assim, os modelos obtidos para a determinação das densidades de corrente utilizadas nos eletrodos de alumínio e de ferro, expressos por  $C_{\text{Al}}$  e  $C_{\text{Fe}}$  ( $\text{A m}^{-2}$ ), respectivamente, em função da condutividade ( $\text{mS cm}^{-1}$ ), distância dos eletrodos (m) e tensão aplicada (V) estão apresentados nas Equações 11 (29 observações) e 12 (22 observações).

$$C_{\text{Al}} = 30,46 \text{ condutividade} - 2.526,68 \text{ distância eletrodos} + 8,84 \text{ tensão} \quad (11)$$

$$C_{\text{Fe}} = 20,35 \text{ condutividade} - 655,27 \text{ distância eletrodos} + 2,22 \text{ tensão} \quad (12)$$

Nesse caso, os valores de  $R^2$  para ambos os modelos (alumínio e ferro) foram superiores a 83,0 % conforme o estudo realizado por Gu et al (2009). Assim como na determinação da condutividade, todas as variáveis selecionadas apresentaram um valor-p inferior a 5,0 % de significância.

A condutividade pode ser considerada a principal variável independente selecionada para o modelo explicativo da densidade de corrente, visto que deve haver uma condutividade mínima para a passagem de corrente elétrica (GUPTA, 2016). Em um cenário no qual a diferença de potencial (ddp) aplicada em uma célula eletrolítica é constante ocorre aumento da densidade de corrente com o aumento da condutividade, confirmando o coeficiente positivo da regressão aplicada (BAYRAMOGLU et al., 2004). Porém, a distância entre eletrodos é uma relação inversa da densidade de corrente. Quanto maior a distância entre os eletrodos maior deverá ser a ddp aplicada, pois a solução a ser tratada possui resistividade à passagem de

corrente elétrica (CRESPILHO; REZENDE, 2004). As densidades de corrente determinadas pelas Equações 11 e 12 foram 46,4 e 33,2 A m<sup>-2</sup>, para os eletrodos de alumínio e ferro, respectivamente. Com as densidades de corrente foi possível determinar a corrente aplicada para cada eletrodo utilizando a Equação 13. Com isso, foi possível determinar também o consumo mássico de cada eletrodo durante 60,0 minutos de operação utilizando a Equação 14, conhecida como Lei de Faraday.

$$a = i \times S \quad (13)$$

$$m_{el} = \frac{a \times t \times M}{F \times z} \quad (14)$$

Onde:

$m_{el}$	Massa do eletrodo consumida (g)
$a$	Corrente aplicada (A)
$t$	Tempo de aplicação da corrente (s)
$M$	Massa molar do eletrodo (Alumínio: 26,98 g mol <sup>-1</sup> ; Ferro: 55,84 g mol <sup>-1</sup> )
$F$	Constante de Faraday (96.485 C/mol)
$z$	Número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do ânodo (Alumínio: 3÷1,83; Ferro: 2)
$i$	Densidade de corrente (A m <sup>-2</sup> )
$S$	Área superficial do ânodo (m <sup>2</sup> ).

No entanto, ao utilizar a Equação 14, Gu et al. (2009) observaram uma variação nos valores obtidos por meio da equação proposta e análise gravimétrica para o eletrodo de alumínio. Diante disso, foi adicionado um fator de correção nessa equação para a obtenção do melhor ajuste na regressão linear com base nas taxas de dissolução, sendo de 1,8 vezes a dose farádica (GU et al., 2009). Assim, os valores obtidos para os consumos mássicos dos eletrodos de alumínio e ferro foram de 0,6 e 0,7 g, respectivamente.

Outros parâmetros importantes que foram avaliados no processo de EC incluíram a produção de lodo gerado pela coagulação e floculação dos poluentes com coagulantes produzidos *in situ* e a concentração residual de metais no efluente final. Essa última está relacionada a liberação de íons pela oxidação dos eletrodos. A determinação da produção de lodo em função da variação da corrente aplicada, pH do efluente e tempo de operação, utilizando eletrodos de alumínio pode também ser uma alternativa (ARSLAN-ALATON; TURKOGLU, 2008).

Devido às semelhanças da DQO inicial (3.400,0 mg L<sup>-1</sup>) e parâmetros operacionais como corrente aplicada (0,3 a 3,3 A), tempo (30 a 60,0 min.) e pH (3,5 a 11,5) estudados por Melchior et al. (2016) foi realizado uma regressão linear múltipla para a determinação da quantidade de lodo produzido utilizando dados experimentais obtidos por Arslan-Alaton e Turkoglu (2008). O modelo para a determinação da massa de lodo gerado utilizando eletrodos de alumínio, expresso por F<sub>Al</sub> (g), em função da corrente aplicada (A), eficiência na remoção de DQO (%), pH e tempo (h) está representado na Equação 15.

$$F_{Al} = 3,51 \text{ corrente} + 14,13 \text{ DQO}_{\text{eficiencia}} + 0,43 \text{ pH} - 14,98 \text{ tempo} \quad (15)$$

O valor de R<sup>2</sup> foi 84,8 % sendo que apenas o pH não foi significativo ao modelo conforme o valor-p. No entanto, esse parâmetro foi mantido devido as variações na produção de lodo com variação do pH (ARSLAN-ALATON; TURKOGLU, 2008). A massa de lodo estimada para o estudo de Melchior et al. (2016) utilizando a Equação 15 foi 4,3 g, empregando eletrodo de alumínio. Uma massa residual de lodo e espuma de 3,8 g foi determinada com corrente aplicada de 4,3 A eficiência de remoção de DQO de 68,8 %, pH inicial de 6,5 e tempo de operação de 74,0 minutos. Essa massa representa menos de 1,0 % da massa de efluente tratado, considerando a densidade do efluente como a da água (aproximadamente 1,0 kg L<sup>-1</sup>) (ARSLAN-ALATON et al., 2008; BENAZZI, 2013; KOBAYA et al., 2007).

Para determinação do lodo gerado utilizando eletrodos de ferro foi utilizada a Equação 16. Assim, a massa molar de cada eletrodo e o número de elétrons envolvidos na reação de oxidação entre eletrodos são considerados para a aproximação com valores reais.

$$L_{Fe} = \frac{m_{Fe} \times L_{Al}}{m_{Al}} \quad (16)$$

Onde:

L <sub>Fe</sub>	Massa de lodo gerada utilizando eletrodos de ferro (g)
m <sub>Fe</sub>	Massa do eletrodo de ferro consumida (g)
L <sub>Al</sub>	Massa de lodo gerada utilizando eletrodos de alumínio (g)
m <sub>Al</sub>	Massa do eletrodo de alumínio consumida (g).

A massa de lodo gerada utilizando eletrodos de ferro foi de 5,3 g. Assim como na caracterização do lodo, poucos estudos foram realizados utilizando a análise do metal residual no efluente final comparando com o eletrodo utilizado. A caracterização do lodo gerado pelo

processo de EC de efluentes provenientes de indústrias de laticínios foi realizada por espectroscopia de raios-X em Kushwaha et al. (2010). Devido à similaridade do efluente tratado pela indústria por métodos convencionais com o método de EC adotado por Melchior et al. (2016) (DQO: 3.900,0 mg L<sup>-1</sup>; turbidez: 1.744,0 NTU; pH: 6,5; tempo: 1,2 h) utilizou-se a mesma proporção para definir o valor residual de alumínio presente no efluente final. Assim, aproximadamente 25,4 mg de alumínio foram encontrados no efluente após o tratamento. Além disso, aproximadamente 30,9 mg de ferro foram encontrados no efluente final.

O lodo gerado pelo processo de EC tem características de sedimentação rápida, assim como sua desidratação, devido à alta concentração de óxidos e hidróxidos metálicos (BENSADOK et al., 2011). O lodo desidratado é considerado um resíduo não perigoso classe II segundo a ABNT NBR ISO 10.004 (ABNT, 2004). No entanto, Valente (2012) salienta que devido à falta de estudos de caracterização do lodo não é possível afirmar se o material gerado é inerte. Contudo, o lodo produzido em um processo de EC pode ser considerado um subproduto e utilizado como combustível em incineradores ou utilizado na fabricação de briquetes (KUSHWAHA, 2011).

### **3.2.2 Avaliação do ciclo de vida**

#### *3.2.2.1 Objetivos e escopo*

Os objetivos para realização deste estudo de âmbito ambiental foram: i) avaliar os potenciais impactos ambientais no processo de EC utilizando eletrodos de alumínio e/ou ferro; ii) detectar os processos unitários que têm maiores contribuições para cada categoria de impacto estudada na etapa de caracterização; iii) comparar o desempenho ambiental do processo de EC utilizando eletrodos de alumínio e /ou ferro na etapa de caracterização; iv) determinar qual dos processos estudados produz menor impacto ambiental por meio de um indicador único; v) efetuar uma análise de sensibilidade relacionada a variação na origem dos metais, comparação de diferentes matrizes elétricas e de mudança de método de AICV.

A partir desse ponto, os ensaios utilizando eletrodos de alumínio foram denominados de cenário 1 e os ensaios utilizando eletrodos de ferro foram denominados de cenário 2. A escolha da UF foi realizada com base nos parâmetros operacionais utilizados por Melchior et al. (2016), sendo definida no tratamento de 500,0 mL de efluente lácteo com 60,0 minutos de operação em ambos os cenários.

Os limites do sistema incluem aspectos estruturais como o material do reator utilizado pelo sistema e consumo mássico dos eletrodos. Foram considerados como aspectos operacionais o consumo elétrico da EC e agitador, ocupação e uso do solo associada ao tratamento empregado, concentrações residuais de DQO, SST e metais no efluente final, e lodo gerado após o tratamento.

### 3.2.2.2 Inventário do ciclo de vida (ICV)

Com base nos parâmetros previamente determinados por Melchior et al. (2016) e os estabelecidos neste estudo foi descrito o ICV a fim de comparar os eletrodos empregados na EC para o tratamento do efluente lácteo e parâmetros operacionais como apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Parâmetros operacionais de entrada, saída e estrutural do processo de EC.

Parâmetro	Variável	Cenário 1	Cenário 2	Unidade
Operacional – Entrada	Consumo elétrico eletrodo	6,98	3,23	W h
	Consumo elétrico agitador	2,08		W h
	Ocupação do uso do solo	2,85 $10^{-5}$		m <sup>2</sup> ano
Operacional – Saída	SST remanescente	61,83	34,59	mg
	DQO remanescente	70,25	60,88	mg
	Massa lodo	4,35	5,28	g
	Metal residual	25,43	30,84	mg
Estrutural	Consumo metal	0,61	0,74	g
	Massa reator	0,04		g

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Além das potências totais aplicadas para os cenários 1 e 2 (alumínio e ferro, respectivamente) obtidas pela Equação 8, foi utilizado um agitador magnético para auxiliar na distribuição do coagulante gerado, sendo considerada a sua potência (2,1 W). Assim, as potências totais utilizadas pelos tratamentos foram de 9,1 e 5,3 W. Considerando as potências totais e do agitador, obteve-se o consumo elétrico de ambos por meio da multiplicação do tempo de operação empregado no tratamento (1,0 hora). Em alguns casos foi necessária a aplicação do processo de alocação.

A massa do reator utilizado para a EC foi também mensurada com base nas suas dimensões e tipo de material utilizado na fabricação (vidro borossilicato). A massa estimada do reator foi de 103,6 g. No entanto, esse valor foi alocado em relação ao tempo de operação do processo visto que os impactos associados a massa total estão relacionados a toda sua vida útil. A vida útil desse recipiente foi definida em 5,0 anos com utilização de 2,0 h por dia útil (260,0

dias ano<sup>-1</sup>; 2.600,0 horas). Assim, a fração correspondente ao tempo de operação de uma hora foi de  $4,0 \cdot 10^{-2}$  g.

Por fim, foi definido o espaço laboratorial para o tratamento em questão associado ao tempo de operação do mesmo. Foram encontradas as áreas de base da fonte de energia ( $0,2 \text{ m}^2$ ), agitador magnético ( $7,0 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2$ ) e reator utilizado ( $5,0 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2$ ), sendo que esses dois últimos estão sobrepostos, totalizando  $0,2 \text{ m}^2$ . Esse valor foi multiplicado pelo tempo gasto no processo (1 hora), apresentando esse valor em ano e definido como  $2,8 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ ano}$ .

O programa computacional utilizado para criação dos processos de produção para ferro e alumínio e obtenção dos resultados foi o SimaPro<sup>®</sup> (PRÉ CONSULTANTS, 2017) versão 8.5.2.0, e a base de dados utilizada para representação do ICV foi o ecoinvent 3.3 (WEIDEMA et al., 2013). Os processos unitários selecionados são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Processos unitários referentes as entradas e saídas do sistema no processo de EC.

Fluxo	Processo	Processo unitário	Modelagem
Entrada tecnológica	Eletricidade	<i>Electricity, low voltage {BR}</i>	<i>Market for   Alloc Rec, U</i>
	Eletrodo alumínio	<i>Aluminium, primary, ingot {RoW}</i>	<i>Production   Alloc Rec, U</i>
	Eletrodo ferro	<i>Cast iron {RoW}</i>	<i>Production   Alloc Rec, U</i>
	Reator	<i>Glass tube, borosilicate {RoW}</i>	<i>Production   Alloc Rec, U</i>
Entrada natureza	Infraestrutura	<i>Occupation, unknown</i>	-
Emissões água	Alumínio residual	<i>Aluminium</i>	-
	DQO remanescente	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>	-
	Ferro residual	<i>Iron</i>	-
	SST remanescente	<i>Suspended solids, unspecified</i>	-
Saída tecnológica	Lodo	<i>Biowaste {GLO}</i>	<i>Treatment of biowaste, municipal incineration   Alloc Rec, U</i>

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Os processos unitários foram selecionados conforme a proximidade com a realidade do experimento realizado por Melchior et al. (2016). A origem da eletricidade e a baixa tensão foram selecionadas com base no local de estudo (Brasil e 220 V). O material utilizado no eletrodo de sacrifício foi o ferro fundido (*Cast iron*) e, para o alumínio, foi considerado como sendo de alumínio fundido (*Ingot aluminium*). Apesar dos processos selecionados não corresponderem exatamente com as características dos eletrodos aplicados, pode-se haver uma comparação equivalente uma vez que ambos são provenientes de estágios primários de produção.



Para a ocupação do uso do solo e operação do sistema de EC foi selecionado o processo unitário referente a ocupação desconhecida devido à falta de um processo unitário que fosse semelhante ao espaço ocupado por um laboratório. Contudo, o material considerado para o reator foi o vidro de borossilicado, o qual é comumente utilizado na fabricação de béqueres.

A determinação do processo unitário que representasse o lodo gerado foi considerada como sendo um resíduo biológico (*Biowaste*) que será utilizado como combustível em incineradores municipais, devido a limitação de opções para o tratamento. Em consequência disso, como não foi possível caracterizar se o lodo é inerte ou não, a incineração mostrou-se a opção mais adequada. No Brasil, a incineração corresponde a 50,2 % da destinação dos resíduos de serviços de saúde, enquanto que resíduos sólidos urbanos se dividem nas opções de aterro sanitário, aterro controlado e lixões (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS, 2016).

Parâmetros como emissões atmosféricas de escape e outros resíduos presentes no efluente lançado no corpo hídrico receptor não foram considerados devido à falta de informações no estudo de base e na literatura.

### 3.2.2.3 Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)

A AICV é um importante passo para mensurar os impactos ambientais estudados por ACV (LI et al., 2013). O programa utilizado possui diversos métodos padronizados de avaliação de impactos. Neste estudo, o método IMPACT 2002+ (JOLLIET et al., 2003) foi escolhido devido à presença de fatores de caracterização para a grande maioria das substâncias de entrada e saída do tratamento estudado. Ainda, foram realizadas as etapas de caracterização, normalização e agrupamento para obtenção e discussão dos resultados.

Dentre as 15 categorias de impactos presentes no método escolhido com relação à etapa de caracterização, apenas foram selecionadas as seguintes: i) Aquecimento global (AG), ii) Acidificação aquática (AA), iii) Acidificação e nutrição terrestre (ANT), iv) Eutrofização aquática (EuA), v) Ecotoxicidade aquática (EcA), vi) Ecotoxicidade terrestre (EcT), vii) Extração mineral (ExM) e viii) Ocupação do uso do solo (OcUS). A escolha por tais categorias foi baseada no estudo de Corominas et al. (2013), através de sua revisão bibliográfica sobre a ACV em estações de tratamento de efluentes e concluíram que tais categorias de impacto são as mais frequentes e relevantes dentre os 45 estudos analisados. Portanto, essas categorias foram selecionadas com o intuito de realizar uma análise minuciosa e que apresentassem maior representatividade com relação aos possíveis impactos gerados pelo tratamento estudado. Na

etapa de agrupamento, das 4 categorias de danos presentes no método escolhido, foram consideradas: i) mudança climática, ii) qualidade ecossistêmica e iii) recursos naturais. Contudo, a categoria referente a saúde humana não foi considerada, pois na etapa de caracterização não foram selecionadas categorias de impacto com destino a essa categoria de danos.

#### 3.2.2.4 *Interpretações*

Foram discutidos os processos unitários com maiores contribuições para o impacto potencial nas categorias de impacto selecionadas. De acordo com o método utilizado, foi realizada uma análise individual entre os cenários e comparados os impactos potenciais com o intuito de verificar a diferença entre ambos para cada categoria de impacto. Além disso, os resultados obtidos por meio do agrupamento foram comparados com os cenários elencados, objetivando encontrar o tratamento de menor impacto e de pontuação única.

#### 3.2.2.5 *Análise de sensibilidade*

Com base nos processos unitários de maior contribuição nas categorias de impacto selecionadas, fez-se uma análise de sensibilidade para estudar possíveis alternativas em relação a esses processos, com o objetivo de reduzir seus respectivos danos ao meio ambiente. Para isso, foram consideradas mudanças na origem do metal utilizado como eletrodo e na matriz elétrica para a operação da EC. Ao final, foi realizada a variação do método de AICV a fim de aferir os resultados obtidos. Em todas as análises elencadas, foi utilizada as categorias em ponto final agrupadas em um indicador único para facilitar a comparação entre os cenários estudados.

##### 3.2.2.5.1 *Mudança na origem do metal*

Para essa análise foram utilizados processos unitários que representassem a produção desses metais anteriormente estudados, considerando que a matéria prima fosse proveniente de sucatas dos respectivos metais. Sendo assim, foram considerados metais de origens secundárias. Esses metais podem ser utilizados para o processo de EC de acordo com Chen et al. (2004). Aqueles provenientes da extração de minérios foram considerados como de origem primária. Foi considerado que o alumínio utilizado era proveniente de sucatas pós-consumo, ou seja, materiais que foram previamente utilizados e descartados (*Aluminium scrap, post-consumer*,

*prepared for melting {RoW}*). Já para o ferro, foi utilizado um processo unitário referente à produção desse metal como sucatas previamente classificadas e prensadas (*Iron scrap, sorted, pressed {RoW}*). Nos cenários estudados, não foram consideradas alterações na eficiência de tratamento em decorrência da origem do metal, mantendo assim todas as entradas e saídas na mesma proporção conforme apresentado na Tabela 7.

### 3.2.2.5.2 Mudança na matriz elétrica

Nessa análise, foram considerados processos unitários que simbolizassem matrizes elétricas de países onde houvesse o predomínio de fontes de energia ou pelo movimento da água (Brasil) ou nuclear (França) ou carvão (Polônia). Somadas, a produção de energia a partir dessas fontes representou cerca de 65,9 % da produção mundial em 2015 (INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, 2017). A Tabela 9 traz informações sobre a matriz elétrica de cada país selecionado.

Tabela 9 - Matriz elétrica dos países selecionados.

<b>Matriz elétrica</b>	<b>Brasil</b>	<b>França</b>	<b>Polônia</b>
Biomassa	6,19 %	0,34 %	6,00 %
Carvão	2,67 %	3,43 %	77,17 %
Eólica	0,89 %	2,87 %	2,96 %
Gás natural	7,40 %	3,96 %	3,59 %
Hidrelétrica	68,56 %	10,55 %	1,54 %
Importada	7,21 %	2,34 %	6,18 %
Nuclear	2,67 %	74,98 %	0,00 %
Outras fontes	5,69 %	1,54 %	2,57 %
<b>Total</b>	<b>100,00 %</b>	<b>100,00 %</b>	<b>100,00 %</b>

Fonte: Adaptada de Weidema et al. (2013).

Os processos unitários selecionados têm como característica comum a produção e distribuição de energia em alta tensão (*Electricity, high voltage {BR, FR, PL}*). Essa escolha difere-se em relação à apresentada na Tabela 8 devido à melhor representação da matriz elétrica de cada país. A energia em baixa tensão é obtida através de conversões da energia de alta tensão para média e, essa última, para a baixa tensão. A matriz elétrica da produção dos eletrodos não foi alterada.

### 3.2.2.5.3 Mudança no método de AICV

O método alternativo utilizado para execução dessa análise foi o ReCiPe *endpoint* (GOEDKOOOP et al., 2009). Esse método apresenta variações de perspectiva, sendo selecionada a alternativa igualitária (*egalitarian*) a qual se assemelha ao método base utilizado (IMPACT 2002+), principalmente em relação ao horizonte de tempo para mudança climática (500,0 anos).

De modo análogo ao método base, foram selecionadas as categorias de impacto de maior importância nos estudos de ACV em estações de tratamento de águas residuárias conforme o estudo de Corominas et al. (2013), sendo elas: i) Acidificação terrestre (AT), ii) Depleção fóssil (DF), iii) Depleção de metais (DM), iv) Ecotoxicidade em água doce (EcAD); v) Ecotoxicidade marinha (EcM); vi) Ecotoxicidade terrestre (EcT), vii) Eutrofização em água doce (EuAD), viii) Mudanças climáticas (MC), ix) Ocupação e uso do solo agricultável (OcUSA), x) Ocupação e uso do solo urbano (OcUSU) e xi) Toxicidade humana (TH). Cada categoria de impacto é direcionada para uma ou mais categorias de danos a qual está associada. Essas categorias são: i) Ecossistemas (AT, EcAD, EcM, EcT, EuAD, MC, OcUSA e OcUSU), ii) Recursos naturais (DF e DM) e iii) Saúde humana (MC e TH).

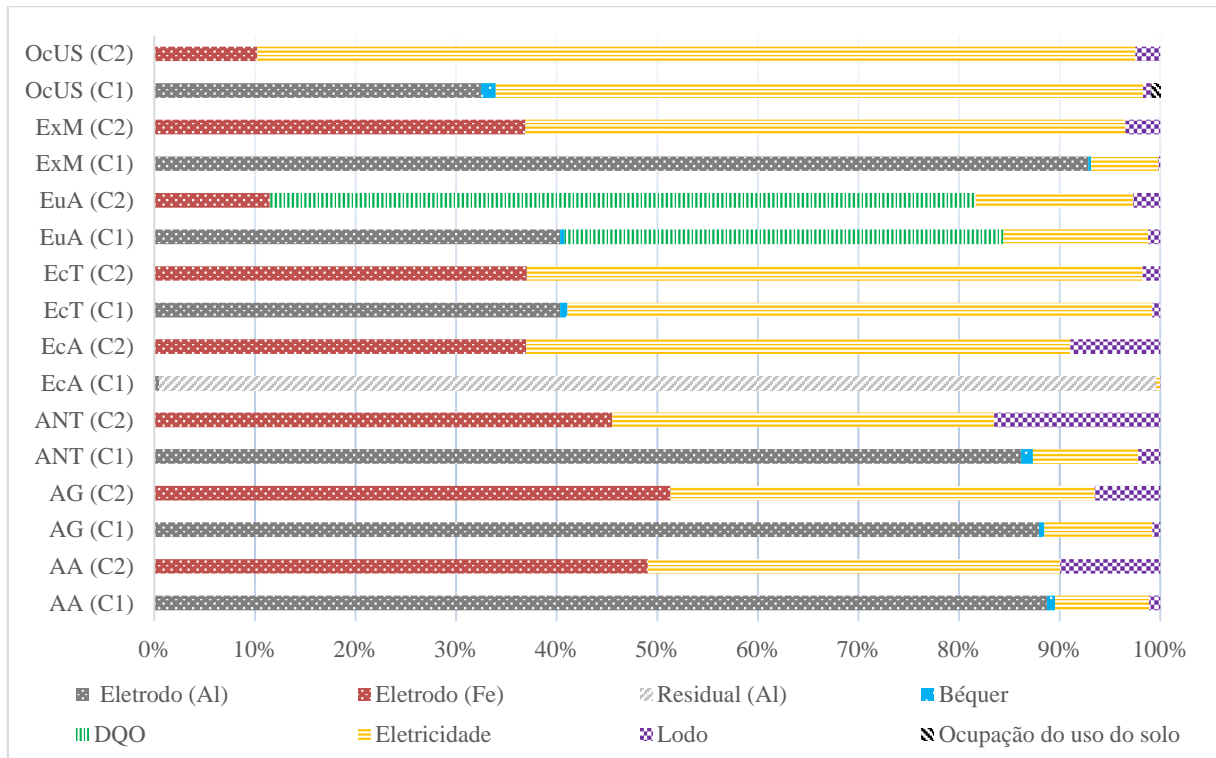
Na etapa de normalização, o método alternativo apresenta opções com base nas emissões europeias ou mundiais. Sendo assim, a opção equivalente ao método base foi definida como a normalização europeia, utilizando uma ponderação igualitária (*Europe ReCiPe E/E*).

## 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.3.1 Caracterização da EC com diferentes eletrodos

Na Figura 9 são apresentados os resultados obtidos na etapa de caracterização da EC utilizando eletrodos de alumínio (Cenário 1) e ferro (Cenário 2) considerando as categorias de impacto previamente selecionadas do método IMPACT 2002+ (JOLLIET et al., 2003).

Figura 9 - Caracterização da EC utilizando eletrodos de alumínio (C1) e ferro (C2) pelo método IMPACT 2002+.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

AA: Acidificação aquática; ANT: Acidificação e nutrição terrestre; AG: Aquecimento global; EcA: Ecotoxicidade aquática; EcT: Ecotoxicidade terrestre; EuA: Eutrofização aquática; ExM: Extração mineral; OcUS: Ocupação e uso do solo. C1: Cenário 1; C2: Cenário 2.

No cenário 1, as categorias de impacto AA, AG, ANT e ExM tiveram como principal responsável por seus impactos ambientais potenciais o alumínio utilizado como eletrodo, com uma contribuição superior à 86,0 %. Os impactos causados pela AA e AG são justificados pela geração e distribuição de energia consumida para produção do alumínio empregado no tratamento, representando mais de 54,0 % do impacto potencial absoluto das respectivas categorias. Resultados semelhantes para as categorias de impacto de AA e AG foram encontrados por Al Hawari et al. (2014), em que foram observadas contribuições de 45,0 e 75,0 %, respectivamente, para geração de energia elétrica utilizada na produção de alumínio primário. Tan e Khoo (2005) determinaram uma representação de 41,3 % do impacto potencial absoluto para AA devido ao processo de extração e produção do alumínio. Nessas etapas, a emissão de gases com óxidos de nitrogênio e enxofre foram as substâncias de maior contribuição para o resultado. No presente estudo, a emissão dessas substâncias representou mais de 94,0 % do impacto ambiental potencial em AA, com maior participação do óxido de

enxofre. Para os autores acima citados, essa maior participação advém da planta de energia elétrica a base da queima de carvão e outras etapas do processo de produção do alumínio.

Devido ao processo unitário selecionado como eletrodo (*Aluminium, primary, ingot*) possuir uma regionalização do seu processo produtivo (*RoW*), a sua matriz elétrica predominante (envolvida na produção do próprio metal) está associada a usinas termoelétricas as quais utilizam o carvão mineral como combustível. Em 2014, a produção de energia elétrica a base de carvão mineral representava aproximadamente 39,0 % no âmbito mundial, tornando essa matéria prima o combustível mais utilizado no mundo para geração de energia elétrica (TSP DATA PORTAL, 2014). Diante disso, a produção do antracito, carvão que possui conteúdo carbonífero acima de 90,0 % (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, 2002), tem sido o processo unitário predominante sobre a geração dessa energia em nas categorias de impacto AA e AG. Ainda em 2014, a queima do carvão mineral representou aproximadamente 46,0 % das emissões de dióxido de carbono no mundo relacionadas a produção de energia elétrica (SEEG, 2017). Isso tem estado diretamente relacionado com o aumento do efeito estufa e influencia na categoria de impacto AG.

O processo unitário com maior contribuição em ExM foi a extração da bauxita (96,6 %). Esse minério é a principal matéria prima utilizada na produção de alumínio (SHAHEEN et al., 2010). Essa categoria é usada para determinar o aumento esperado do consumo de energia para extrair 5 vezes a quantidade de um determinado minério (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001). Dentre os minérios presentes no inventario do cenário 1, destacam-se a própria bauxita (produção do metal), carvão mineral (produção de energia elétrica) e cobre (distribuição de energia elétrica). Apesar de ser o minério de maior contribuição para a ExM, a bauxita apresenta fator de caracterização menor que qualquer substância contendo cobre, o que faz com que esse resultado seja justificado pela maior demanda da bauxita para o cumprimento da UF. Ressalta-se que o carvão não apresentou participação no impacto potencial em ExM devido a falta de fator de caracterização para essa substância.

As categorias de impacto EcT e OcUS no cenário 1 foram importantes para definir que a maior contribuição para os impactos potenciais gerados está associada a produção e distribuição da energia elétrica para a operação da EC. Esse resultado é diferente dos demais comparando à forma de geração de energia devido à seleção do processo unitário com regionalização para o país de estudo (Brasil). Esses dados estão apresentados na Tabela 8.

As cinzas produzidas pela queima da biomassa para geração de energia e caracterizadas como resíduos foi o processo unitário de maior contribuição para a geração de energia elétrica. Essas cinzas são constituídas principalmente de minerais inorgânicos e pequenas concentrações

de minerais orgânicos (VASSILEV et al., 2013). As cinzas têm sido comumente utilizadas como fertilizantes devido à quantidade de macro e micronutrientes importantes para o crescimento de plantas. Porém, sua fitotoxicidade, caráter alcalino e possíveis interações com organismos dos solos podem ser prejudiciais (JAGODZINSKI et al., 2018). Além disso, altas concentrações de cinzas oriundas da queima de biomassa podem ser também prejudiciais a diferentes espécies de plantas (NABEELA et al., 2015).

O processo unitário de maior contribuição, considerando OcUS, está relacionado com a área ocupada para armazenamento da madeira seca utilizada em usinas de cogeração de energia. No Brasil, a energia produzida a partir de biomassa é 8,7 % da produção total nacional, sendo que a principal fonte de energia no país são as hidroelétricas onde são produzidos 66,9 % (ANEEL, 2018). Apesar de ser uma energia limpa e renovável, as hidroelétricas ocupam grandes áreas devido à necessidade de reservatórios para produção de energia. No entanto, não apresentaram impactos relacionados com a OcUS porque o método aplicado não possui fatores de caracterização para esse tipo de ocupação.

Conforme apresentado na Figura 9, o alumínio remanescente após o tratamento tem a maior contribuição (99,0%) entre os demais processos unitários estudados para a EC na categoria de impacto EcA. Esse resultado é devido ao excedente de metal oxidado e não utilizado como coagulante no processo de tratamento de efluentes. Apesar de ser um dos principais componentes para a coagulação e floculação, o alumínio pode causar danos ao sistema nervoso central de humanos e consequentemente Alzheimer, além de poluição ambiental quando inapropriadamente descartado (EXLEY; BIRCHALL, 1992; YEGAMBARAM et al., 2015). Em alguns estudos sobre chuva ácida foi possível concluir que o pH se tornava menor devido o aumento da concentração de alumínio na água. Assim, foi detectado efeitos prejudiciais para organismos aquáticos (BARABASZ et al., 2001).

Para ambos os cenários, o processo unitário de maior contribuição para a EuA foi associado a concentração residual de DQO. Embora a EC utilizando eletrodos de alumínio e/ou ferro foi responsável por resultados semelhantes de DQO residuais ( $1,5 \cdot 10^{-6}$  e  $1,3 \cdot 10^{-6}$  kg  $\text{PO}_4$  eq.), contribuições diferentes em relação ao impacto total foram observadas devido à diferença no material dos eletrodos. O impacto potencial com a utilização de eletrodo de alumínio foi 6 vezes maior do que aquele observado para o eletrodo de ferro. DQO em corpo hídrico é resultado da existência de matéria orgânica a qual necessita de oxigênio para ser estabilizada quimicamente (VON SPERLING, 1996). Assim, o aumento de DQO é resultado de maior quantidade de matéria orgânica, que por sua vez, é um dos principais fatores geradores da eutrofização.

No cenário 2, o tipo de metal (ferro) utilizado na produção de eletrodos foi o que mais contribuiu para os impactos potenciais das categorias AA, ANT e AG. No entanto, as contribuições foram menores quando comparados ao cenário 1. Ao realizar uma ACV sobre a produção de ferro, Mitterpach et al. (2017) obtiveram uma contribuição inferior a 7,4 % com relação à energia elétrica consumida na categoria de impacto ANT, sendo que o restante foi associado as etapas de fundição, lavagem, moldagem, dentre outros. Nesse estudo, o valor encontrado para a mesma categoria em relação ao mesmo processo unitário foi de 7,2 %.

As categorias de impactos mais afetadas no processo unitário que envolve a produção e distribuição de eletricidade utilizada no tratamento com eletrodos de ferro foram EcA, EcT, ExM e OcUS. Ambas as contribuições foram oriundas do tratamento das cinzas descartadas a partir do processo de geração de energia por meio de biomassa. O processo unitário de maior contribuição quando considerado ExM foi relacionado com a geração e distribuição de energia elétrica para a operação do tratamento. Embora a extração do minério de ferro foi responsável por 75,3 % de impacto do processo de produção do metal, há o consumo de energia elétrica para executá-lo. Ferreira e Leite (2015) ao efetuarem uma ACV sobre a mineração de minério de ferro em uma perspectiva berço ao portão (*cradle-to-gate*), observaram uma contribuição 70,3 % relacionada a extração desse minério para a categoria depleção de recursos minerais presente no método Eco-Indicator 99 (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

A energia elétrica foi responsável por 82,8 % de impacto na categoria OcUS durante os estudos de EC utilizando eletrodo de ferro. Salienta-se ainda que o ferro residual presente no efluente após a aplicação do tratamento estudado não foi responsável por impactos para EcA uma vez que o método empregado não contém um fator de caracterização para essa substância. Isso justifica a discrepância encontrada em comparação com a mesma categoria de impacto na EC com eletrodos de alumínio. No entanto, apesar de ferro e alumínio não terem toxicidade significativa em determinadas concentrações, o ferro tem biodisponibilidade controlada por diversos mecanismos associados aos sistemas biológicos, o que não ocorre para alumínio (LOMBARD et al., 1990).

Os sólidos suspensos remanescentes no efluente tratado não foram responsáveis por impactos potenciais em nenhuma categoria, pois o método empregado não possui fatores de caracterização para sua determinação. Contudo, o processo representativo do vidro utilizado como reator e do espaço ocupado por ele gerou impactos potenciais inferiores a 5,0 % na maioria das categorias de impacto abordadas.

Já o lodo gerado que é destinado a incineração municipal foi responsável por impactos potenciais maiores que 5,0 % para as categorias AA, ANT, AG e EcT. Esse resultado foi devido

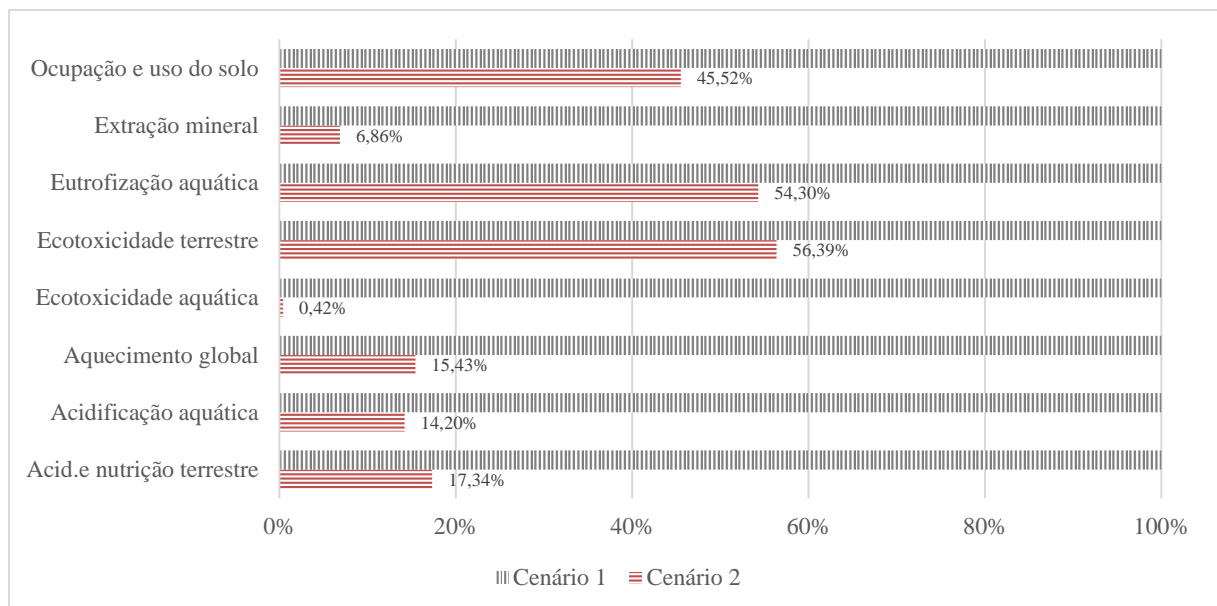


ao transporte do lodo até a planta de incineração e o cimento utilizado na solidificação do material residual da incineração em aterros. Segundo Sakai e Hiraoka (2000), aproximadamente 16,0 % de todo o resíduo incinerado se transforma em cinzas que são transportadas para aterros. Ainda nesse processo de incineração, há a geração de cinzas volantes as quais são consideradas como resíduos que necessitam de controles especiais. Por fim, uma das formas de tratamento para esse tipo de resíduo está associada à utilização de cimento para sua solidificação.

### 3.3.2 Comparação entre eletrodos na etapa de caracterização

Após a determinação dos impactos potenciais gerados pelos processos unitários utilizados como entradas e saídas nos tratamentos estudados foram realizadas a comparação desses processos conforme apresentado na Figura 10.

Figura 10 - Comparação entre a EC utilizando eletrodos de alumínio (C1) e ferro (C2) pelo método IMPACT 2002+ na etapa de caracterização.



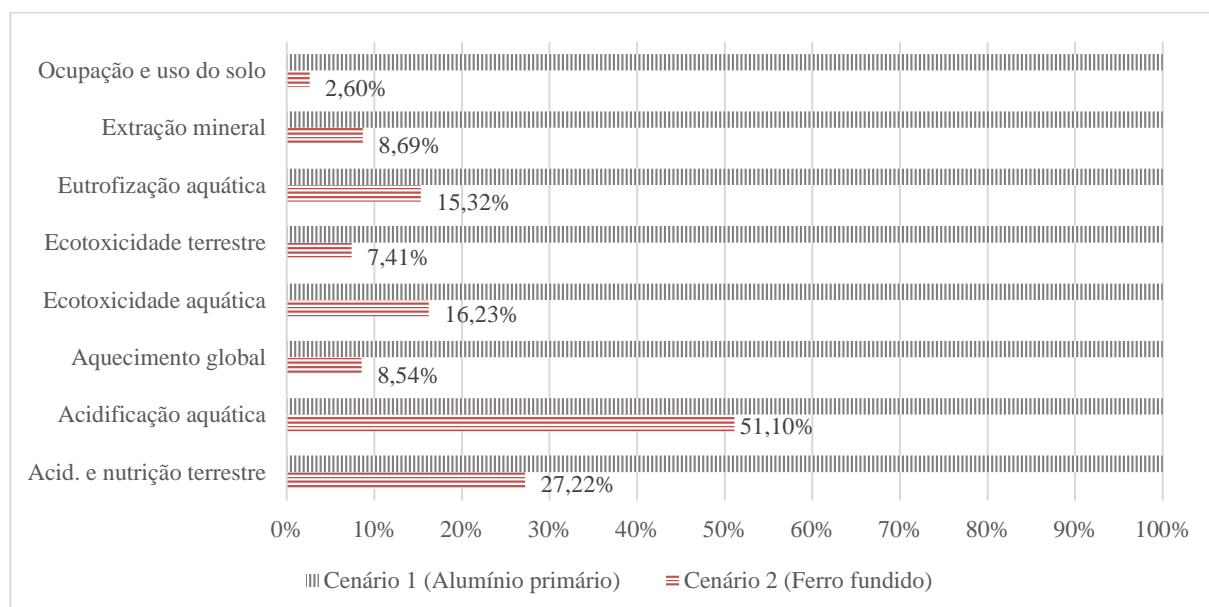
Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Observa-se pela Figura 10 que o cenário 2 foi o de menor impacto potencial em todas as categorias presentes no método selecionado. As maiores contribuições foram determinadas para EcT, EuA e OcUS com valores próximos a metade do impacto total da EC utilizando eletrodos de alumínio. Dentre os processos unitários utilizados como entradas e saídas dos tratamentos estudados apenas a DQO remanescente e a eletricidade foram superiores no cenário 1 comparado ao cenário 2. Devido a diferença encontrada entre esses dois processos unitários

para cada tratamento, o impacto relativo à eletricidade foi 41,4 % menor no cenário 2 em todas as categorias estudadas. Para a DQO remanescente foi de 13,3 % em EuA considerando como a única categoria de impacto com fator de caracterização para essa substância. Contudo, o metal utilizado foi o responsável pelo maior impacto potencial para a maioria das categorias de impacto estudadas em ambos os cenários.

Na Figura 11 são apresentadas comparações entre os processos unitários alusivos aos eletrodos utilizados pelo método IMPACT 2002+ na etapa de caracterização com o objetivo de compreender os impactos potenciais obtidos sobre os processos unitários alusivos aos eletrodos empregados em cada tratamento.

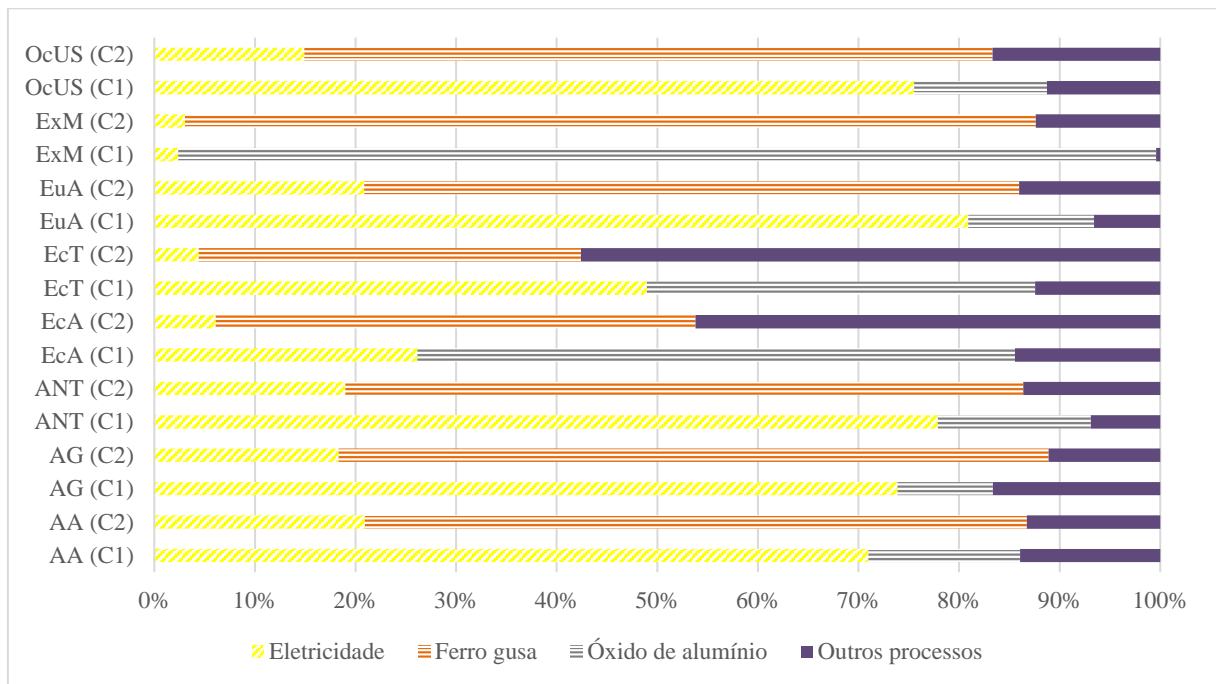
Figura 11 - Comparação entre a produção eletrodos utilizados pelo método IMPACT 2002+ na etapa de caracterização.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Observa-se que o alumínio é o material de eletrodo com maior impacto em todas as categorias de impacto estudadas. Como o consumo mássico relativo do eletrodo de alumínio é aproximadamente 17,6 % menor do que do eletrodo de ferro, fez-se uma análise mais detalhada sobre os processos unitários que compõem os processos representativos dos eletrodos utilizados neste estudo para justificar o maior impacto do alumínio. Para isso, foram considerados apenas os processos unitários que estavam associados à geração e distribuição de eletricidade e matérias primas para produção do metal (Figura 12).

Figura 12 - Caracterização das entradas utilizadas para produção eletrodos pelo método IMPACT 2002+.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

AA: Acidificação aquática; ANT: Acidificação e nutrição terrestre; AG: Aquecimento global; EcA: Ecotoxicidade aquática; EcT: Ecotoxicidade terrestre; EuA: Eutrofização aquática; ExM: Extração mineral; OcUS: Ocupação e uso do solo. C1: Cenário 1; C2: Cenário 2.

Observa-se que a eletricidade utilizada para a produção do eletrodo de alumínio é a principal responsável pelo seu impacto potencial na maioria das categorias de impacto, com exceção de EcA e ExM. Os impactos do processo unitário de ExM estão relacionados com a extração da bauxita. Hong et al. (2012), ao realizar uma ACV sobre o alumínio primário, observou que a eletricidade foi o processo unitário de maior potencial impacto em todas as categorias presentes no método IMPACT 2002+, com exceção da ExM, onde assim como neste estudo, a extração da bauxita foi o processo de impacto potencial predominante.

A conversão da bauxita em óxido de alumínio e em alumínio primário é considerada um processo que demanda grande quantidade de energia (TAN; KHOO, 2005). Os processos unitários que envolveram a extração do minério e produção de um metal primário foram os que mais contribuíram para os potenciais impactos em todas as categorias de impacto analisadas para o cenário 2.

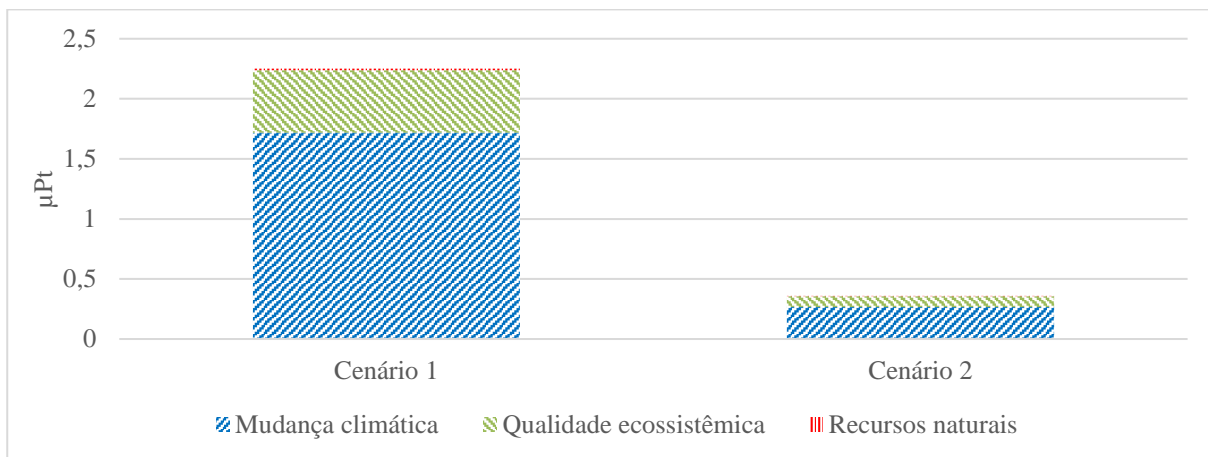
Ferro e/ou alumínio têm sido empregados nos processos de tratamentos de efluentes com eletrodos e na indústria automobilística a qual tem o alumínio como metal preferido porque é mais leve, influenciando no consumo de combustível dos veículos. No entanto, a produção de

alumínio primário exige alta demanda elétrica, além da geração de dióxido de carbono como poluente atmosférico (CLEGG, 2004). Assim, o uso desse metal influencia significativamente na categoria de impacto AG.

### 3.3.3 Comparação de eletrodos na etapa de indicador único

As oito categorias de impacto previamente discutidas são classificadas como uma etapa entre os resultados de ICV e o dano desse impacto. Esse último representa a mudança da qualidade de uma determinada área (JOLLIET et al., 2003). Diante disso, as categorias de impacto caracterizadas como ponto médio foram direcionadas, conforme a relevância do seu respectivo impacto potencial, para uma ou mais categorias de danos. Por meio dessas categorias de danos fez-se uma normalização com o intuito de agrupar tais categorias e assim descobrir o dano ambiental nos cenários 1 e 2 bem como a proporção desse dano. Para esse agrupamento foi mantido as configurações de peso pré-definidas pelos autores do método utilizado. Esses dados e resultados estão apresentados na Figura 13.

Figura 13 - Indicador único da EC entre eletrodos de alumínio e ferro.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Observa-se menor impacto ambiental no cenário 2 quando comparado ao cenário 1. Dentre as categorias de danos apresentadas, pode-se destacar Mudança climática com contribuição sobre o indicador único de 76,4 e 74,1 % para os cenários 1 e 2, respectivamente.

Os impactos conhecidos para Qualidade ecossistêmica incluem ANT, EcA, EcT e OcUS. Já a categoria de impacto ExM está vinculada a Recursos naturais. Na Tabela 10 estão apresentadas as contribuições de cada categoria de impacto para o indicador único obtido. As categorias AA e EuA não foram responsáveis por contribuições significativas, pois o método

em questão não possuiu fatores de caracterização para essas categorias na realização do agrupamento.

Tabela 10 - Indicador único por categoria de impacto da EC entre eletrodos de alumínio e ferro.

<b>Categoria de danos</b>	<b>Categoria de impacto</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>
Mudanças climáticas ( $\mu$ Pt)	AG	1,72	0,26
	ANT	$2,16 \cdot 10^{-2}$	$3,75 \cdot 10^{-3}$
Qualidade ecossistêmica ( $\mu$ Pt)	EcA	0,34	$1,41 \cdot 10^{-3}$
	EcT	0,13	$7,41 \cdot 10^{-2}$
	OcUS	$2,77 \cdot 10^{-2}$	$1,26 \cdot 10^{-2}$
Recursos naturais ( $\mu$ Pt)	ExM	$1,25 \cdot 10^{-2}$	$8,58 \cdot 10^{-4}$
<b>Total (<math>\mu</math>Pt)</b>		<b>2,25</b>	<b>0,35</b>

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

De modo geral, as categorias de impacto que tiveram mais de 90 % de contribuição para o indicador único em ambos os cenários estudados foram AG, EcA e EcT. O fator de caracterização para a categoria AG e Mudança climática está associado a emissão de dióxido de carbono para a atmosfera. A contribuição da categoria de impacto AG nos impactos gerados foi de 87,9 % devido a produção do alumínio. Para essa produção a partir da extração de bauxita é necessária alta demanda de energia em relação a outros metais, com emissão de altas quantidades de gases de efeito estufa (NORGATE et al., 2007). De acordo com a Agência Internacional de Energia (IEA), 1,0 % de todas as emissões de gases de efeito estufa é causada pela produção do alumínio (IEA, 2009).

A discrepância em relação ao dano ambiental entre os cenários em Qualidade ecossistêmica foi similar ao encontrado em Mudança climática. Nesse caso, a categoria EcA foi predominante para o cenário 1 enquanto que EcT foi predominante no cenário 2. A principal diferença entre os cenários envolve a caracterização do alumínio residual enquanto que o residual de ferro não é levado em consideração.

Sobre Recursos naturais, que leva em consideração somente ExM, a diferença encontrada foi proporcional aquela apresentada na Figura 11 em que a opção pelo eletrodo de ferro resultou em um dano cerca de 14 vezes menor em relação ao alumínio. Esse resultado reforça a discussão previa sobre a extração de alumínio ser potencialmente mais impactante, acarretando em danos ambientais para os recursos naturais.

O processo unitário de produção do eletrodo de alumínio foi responsável por uma contribuição de 71,3 % para o dano total, sendo que desse percentual, aproximadamente 71,0

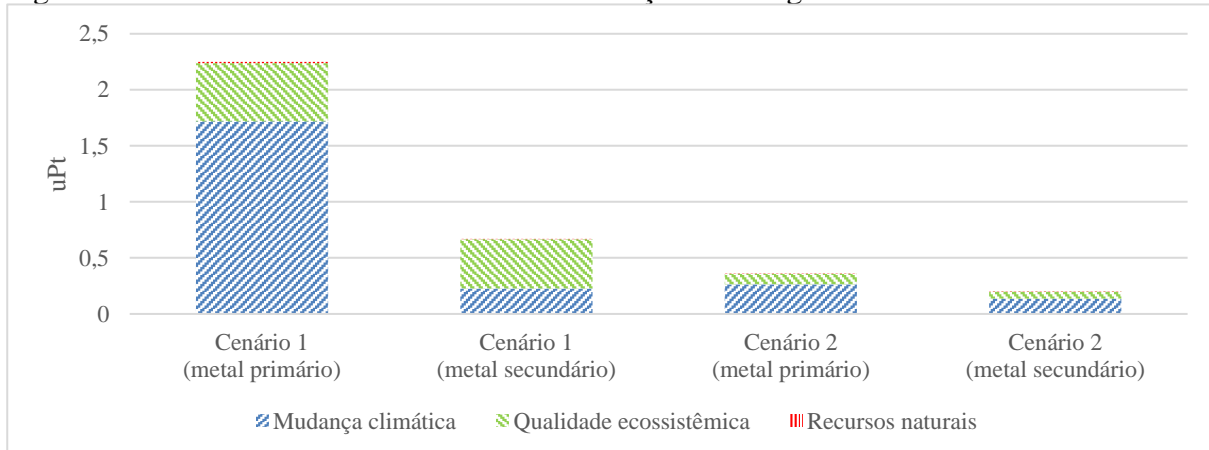
% foi decorrente da geração e distribuição de energia elétrica utilizada no processo. Em contrapartida, para o eletrodo ferro, a produção do metal foi responsável por 45,3 % do dano total, sendo que desse valor 19,2 % foi atribuído à geração e distribuição de energia elétrica. Nesse caso, o processo unitário predominante está associado à geração e distribuição de energia elétrica devido a operação do tratamento estudado.

### 3.3.4 Análise de sensibilidade

#### 3.3.4.1 Mudança na origem do metal utilizado

Nessa análise de sensibilidade, foi feita a comparação de metais de origens primária e secundária a fim de averiguar possíveis discrepâncias. O resultado é apresentado pela Figura 14.

Figura 14 - Análise de sensibilidade na variação da origem do material dos eletrodos.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

A opção por um metal secundário no cenário 1 foi menos impactante para o meio ambiente, reduzindo o dano ambiental em 70,0 %. De forma mais discreta, a utilização de um metal secundário reduziu o dano ambiental no cenário 2 em 44,0 %. Observou-se ainda que a produção do alumínio a partir de sucatas de pós-processamento levou a um dano ambiental de 98,58 % inferior ao alumínio oriundo diretamente da extração da bauxita. Destaca-se também que o uso de alumínio secundário teve 10,6 % de dano ambiental como resultado da geração e distribuição de energia elétrica em comparação com os 71,0 % do alumínio primário.

Utilizando o mesmo método de AICV, Hong et al. (2012) encontraram um benefício ambiental cerca de 85,0 % maior para as três categorias de danos apresentadas neste estudo

utilizando alumínio secundário. Considerando os danos de Mudança climática e Recursos naturais foram encontrados diferenças de 86,8 e 91,2 %, respectivamente. No entanto, a redução no dano ambiental pelo uso do alumínio secundário foi de apenas 15,2 % para a categoria Qualidade ecossistêmica. Esse resultado está associado à categoria de impacto EcA a qual foi responsável por contribuições acima de 75,0 % utilizando alumínio secundário. Nessa categoria de impacto, o processo unitário predominante com relação a impacto potencial estava associado ao alumínio residual, representando aproximadamente 99,0%. Como foram mantidos os parâmetros de entrada e saída no processo de EC, mesmo com a troca de materiais, o impacto com relação a essa categoria foi semelhante para ambos os cenários. Isso justifica a pequena diferença encontrada para essa categoria de danos.

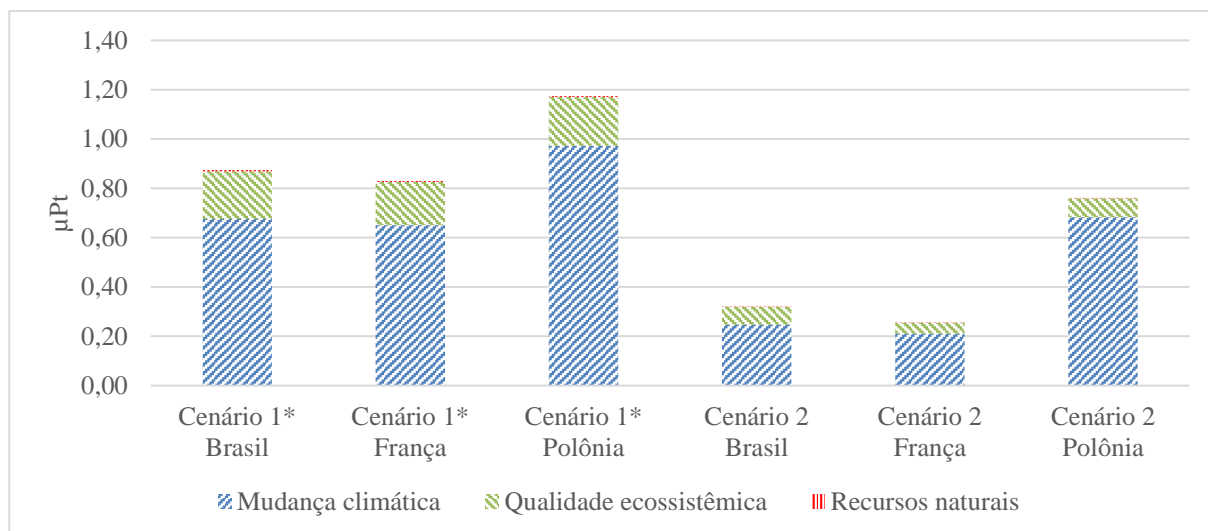
As reduções no dano ambiental para todas as categorias estudadas utilizando ferro de origem secundária foram entre 28,0 e 48,0 % comparado ao ferro oriundo da extração de minério. A maior contribuinte para o indicador único em ambos os cenários foi a categoria de danos Mudança climática. No entanto, houve maior discrepância com relação às demais categorias, devido à diferença de 98,3 % entre os processos unitários relacionados aos metais. O dano relacionado ao metal primário advém da energia e extração de minérios para produção de sua principal matéria prima, representando 87,6 % da categoria supracitada. Para a mesma categoria, o impacto relacionado com a produção do ferro secundário foi de 1,6 %.

Considerando a categoria de danos Qualidade ecossistêmica, as reduções no dano ambiental utilizando ferro secundário foram entre 35,0 e 40,0 % em relação ao ferro primário nas categorias de impacto ANT, EcA e EcT. Essa diferença foi de apenas 8,0 % para OcUS. Esse resultado está relacionado com a pequena contribuição do ferro primário para essa categoria de impacto (9,7 %) em que os demais processos se sobressaíam com relação ao dano total. Portanto, quando menor for a contribuição do ferro primário para cada categoria de impacto menor será a diferença entre a comparação da EC com eletrodos de origem primária e secundária. A redução do dano ambiental da EC com ferro secundário sobre os recursos naturais foi de 28,1 %. Para essa categoria, a produção do ferro primário correspondeu a 35,2 % do dano ambiental e ferro secundário a 9,9 %.

#### *3.3.4.2 Mudança na matriz elétrica*

Nessa análise, fez-se a comparação de três matrizes elétricas aplicadas em três países, onde apresentavam diferentes fontes de produção de energia elétrica predominantes. Os resultados obtidos estão apresentados na Figura 15.

Figura 15 - Análise de sensibilidade na variação da matriz elétrica.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

\* Os valores foram divididos por 2,5 para adequar-se a escala do gráfico.

Ao comparar os resultados apresentados pelas Figuras 13 e 15, observa-se uma pequena redução no dano ambiental entre a utilização da matriz elétrica em alta tensão para baixa tensão, com relação ao cenário Brasil. Essa diferença deve-se à necessidade de conversores de tensão para redução da mesma. Essa conversão acarreta no incremento de material e perda de energia decorrente desse processo.

Para a Figura 15, a matriz elétrica com predomínio de carvão como combustível foi o cenário de maior dano ambiental para ambos os eletrodos. Destaca-se ainda que a diferença encontrada entre os cenários 1 foi de 30,5 e 33,1 % para as matrizes brasileira e francesa, respectivamente. Para os cenários 2, as diferenças foram de 63,7 % e 69,2 %, respectivamente. Nessa mesma análise, os cenários de menor dano ambiental para ambos os tratamentos foi a matriz francesa, com predomínio de energia nuclear (75,0 %).

Ao realizar uma análise sobre cada categoria de danos, observou-se que para Mudança climática os cenários com matriz elétrica francesa foram os de menor dano ambiental. Por outro lado, a matriz elétrica polonesa se destacou por ser a de maior dano ambiental. Ainda, ressalta-se a predominância dessa categoria de danos para o indicador único em todos os cenários elencados, com valores acima de 77,0 %. A diferença encontrada entre os cenários de EC com eletrodos de alumínio foi menor que 6,0 % enquanto que com eletrodos de ferro foi menor que 13,0 %. Essa diferença foi mais evidente na EC com eletrodos de ferro, pois a contribuição do material do eletrodo é menor em relação ao eletrodo de alumínio, apresentado na Figura 9. Como resultado, o peso do consumo elétrico do tratamento foi maior. Essa diferença não foi



ainda maior uma vez que o consumo elétrico do tratamento estudado para o eletrodo de ferro também é menor que o do eletrodo de alumínio conforme especificado na Tabela 8.

Em Qualidade ecossistêmica, a matriz elétrica com predominância da base nuclear foi a menos afetada com relação aos danos ao meio ambiente. A opção pela matriz empregada na Polônia aumentou os danos ambientais com contribuição para o indicador único entre 16,0 (brasileira) e 22,0 % (francesa) para os cenários 1 e entre 10,0 (brasileira) e 22,0 % (francesa) para os cenários 2. A diferença foi mais acentuada para o cenário 2 principalmente porque as categorias de impacto que compõem essa categoria de danos (ANT, EcA, EcT e OCuS) tiveram maiores contribuições relacionadas ao consumo elétrico empregado no tratamento em decorrência do menor impacto proporcionado pela produção do eletrodo de ferro.

A contribuição de Recursos naturais foi menor que 1,0 % em todos os cenários para o indicador único apresentado na Figura 15. Nesse caso, os cenários envolvendo geração de energia com predominância de hidrelétricas e a base de carvão foram as de menor e maior impacto ambiental, respectivamente. O impacto ambiental da EC com eletrodos de alumínio variou entre os cenários em valores menores que 1,0 %. Por outro lado, o impacto ambiental da EC com eletrodos de ferro foi 5,5 % menor para a matriz brasileira e 1,2 % menor para matriz francesa em comparação com o cenário polonês.

Em uma análise individual de cada processo unitário alusivo às matrizes elétricas estudadas, observou-se que para Mudança climática, a emissão de dióxido de carbono foi a substância de maior contribuição nas matrizes brasileira (90,5 %), francesa (93,9 %) e polonesa (97,2 %). Em valores absolutos, o dano ambiental nessa categoria para a produção de 1 kW h de energia elétrica foi de 17,1; 10,2 e 99,0  $\mu$ Pt, respectivamente.

Considerando apenas os processos unitários com contribuição maior que 2,0 % para os valores absolutos acima encontrados, na matriz brasileira, esse resultado ficou dividido, principalmente, entre as produções de energia por gás natural (26,0 %), óleo (17,2 %), usinas hidrelétricas (15,1 %) e a base de carvão (10,9 %). Para a matriz elétrica da França, tiveram as maiores contribuições a produção de energia utilizando carvão (34,8%) e gás natural (21,0 %). Já para a matriz polonesa, o processo unitário responsável por 88,3 % do valor absoluto acima obtido foi a produção de energia a base de carvão. Ao confrontar esses resultados com a Tabela 10, observa-se que apesar da produção de energia através do carvão e gás natural na França representar mais que a metade do impacto obtido para Mudança climática, o valor absoluto obtido foi o menor dentre os demais devido a essa geração de energia representar menos de 5 % de toda a produção de energia do país. Fazendo essa mesma análise para a geração de

eletricidade na Polônia, justifica-se o maior valor absoluto nessa categoria de impacto em decorrência da principal fonte de energia do país estar vinculada a utilização de carvão.

Ao analisar as opções de geração de energia elétrica, Gagnon et al. (2002) encontraram emissões de gases de efeito estufa para a produção de energia a base de carvão entre 1,0 e 1,0 t CO<sub>2</sub> eq. (MW h)<sup>-1</sup>. Para a produção de energia por meio de gás natural e usinas hidrelétricas as emissões encontradas foram de 0,4 e 2,0 10<sup>-2</sup> t CO<sub>2</sub> eq. (MW h)<sup>-1</sup>, respectivamente. Os valores encontrados nesse estudo para a produção de energia utilizando carvão foram próximos aos encontrados pelos autores acima citados, variando entre 0,7 e 1,0 t CO<sub>2</sub> eq. (MW h)<sup>-1</sup>. Semelhantes também foram os valores encontrados para a produção de usinas hidrelétricas e a gás sendo menores que 4,0 10<sup>-2</sup> e 0,6 e t CO<sub>2</sub> eq. (MW h)<sup>-1</sup>. Para o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), os valores médios de emissão de gases de efeito estufa oriundos da produção de energia a base de carvão e de gás natural foram de 1,0 e 0,5 t CO<sub>2</sub> eq. (MW h)<sup>-1</sup>, respectivamente (IPCC, 2014). Diante desses resultados, observa-se que apesar da matriz brasileira possuir a menor participação de fonte de energia a base de carvão entre as demais, a contribuição determinante para o seu maior impacto em relação à matriz francesa está relacionada a maior participação do gás natural, a qual possui uma fator de emissão considerável de CO<sub>2</sub> eq. em decorrência de sua utilização, conforme Tabela 10. Sobre as usinas nucleares, não foram encontrados processos unitários com contribuições acima de 2,0 % nos cenários abordados sobre a categoria de danos discutida. Segundo Warner e Heath (2012), as emissões de gases de efeito estufa para esse tipo de produção de energia são negligenciáveis, com valores encontrados na literatura entre 1,0 10<sup>-2</sup> e 0,22 t CO<sub>2</sub> eq. (MW h)<sup>-1</sup>.

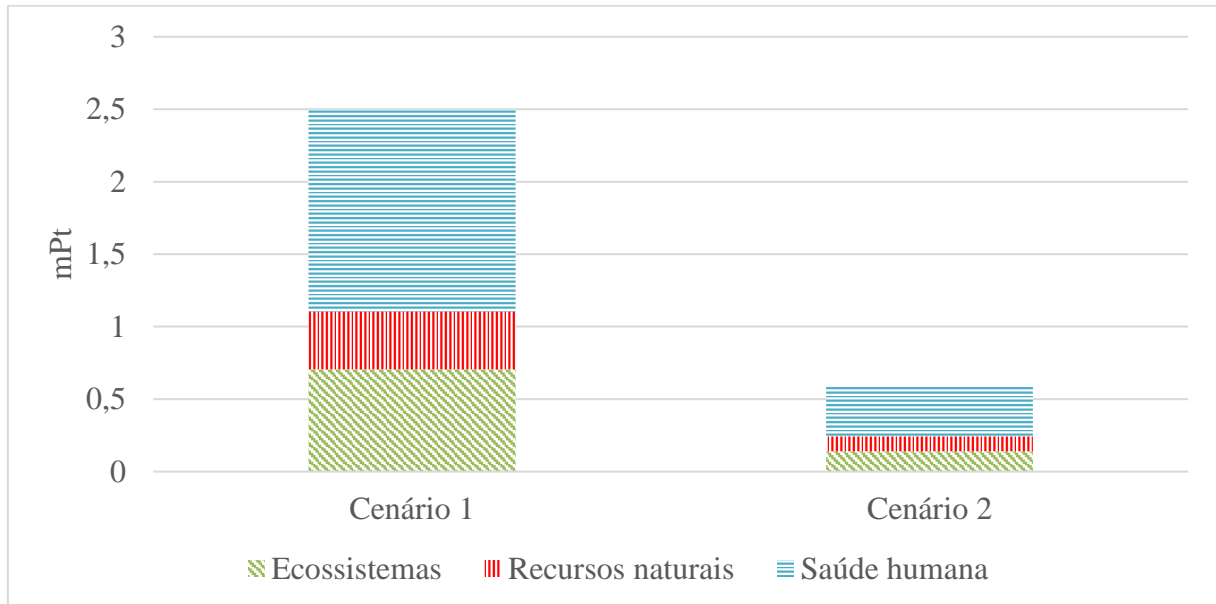
De maneira geral, a matriz elétrica francesa foi a opção mais benéfica ambientalmente em duas das três categorias de danos elencadas. No entanto, esse resultado está atrelado à utilização de fatores de ponderação equivalentes nas categorias de danos para a obtenção do indicador único. Segundo Jolliet et al. (2003), apesar dessa opção não ser aconselhável, ela é pré-definida na utilização do método empregado. Sendo assim, os resultados poderiam ser completamente diferentes dos obtidos dependendo da ponderação aplicada. Assim, a determinação de um cenário mais benéfico ambientalmente utilizando um indicador único pode gerar resultados duvidosos, principalmente quando essas diferenças forem pequenas.

#### *3.3.4.3 Mudança no método de AICV utilizado*

Os resultados obtidos para essa análise de sensibilidade são mostrados a seguir, sendo expressos em um indicador único por categorias de danos (Figura 16) e por categorias de

impacto (Figura 17). Para isso, foi utilizado o método alternativo de AICV ReCiPe *endpoint* (E).

Figura 16 - Indicador único dos cenários estudados pelo método ReCiPe *endpoint* (E).

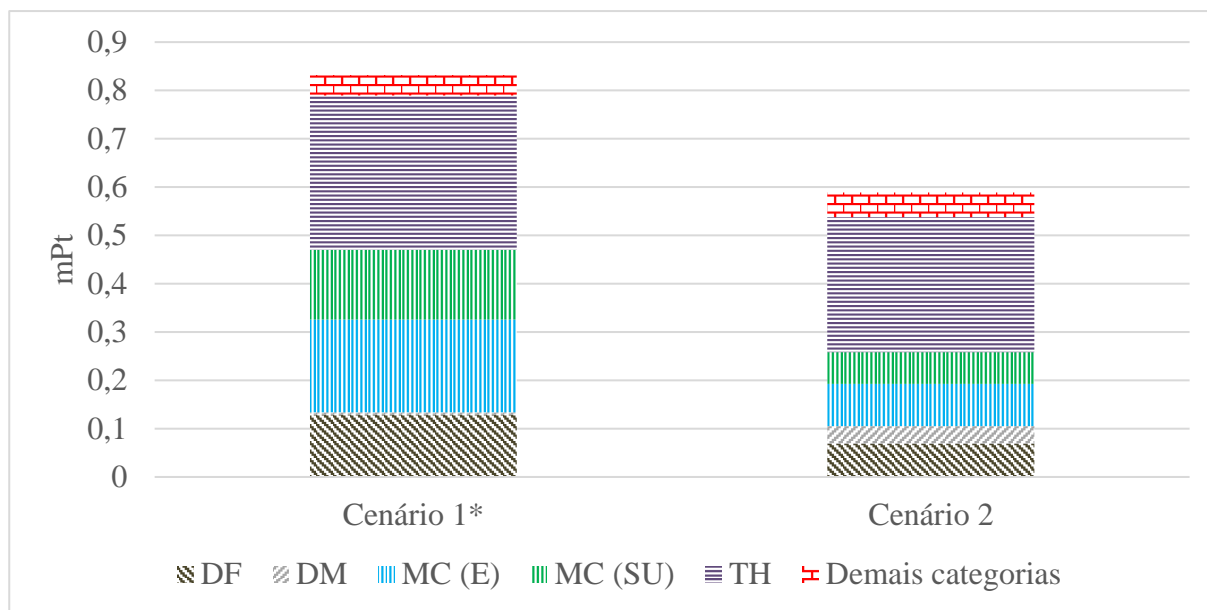


Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Observa-se que os métodos de AICV utilizados foram unânimes em relação ao cenário de maior dano ambiental pelo indicador único, o qual envolveu a EC com eletrodos de alumínio. A diferença obtida entre os cenários foi 32,2 % menor comparado aos resultados do método base de AICV. Os valores absolutos determinados pelo método alternativo foram maiores do que os valores determinados pelo método base. Porém, isso não foi significativo porque ambos possuem diferentes fatores de caracterização, normalização e ponderação.

Outra diferença perceptível foi a presença da categoria de danos Saúde humana. Isso ocorreu devido as categorias de impacto em ponto médio Mudança climática, a qual tem seus resultados distribuídos entre duas categorias de danos (Ecosistemas e Saúde humana), e Toxicidade humana. Para essa última, o método base não apresenta uma categoria de impacto equivalente. A fim de entender de uma forma mais detalhada os resultados, foram analisadas as categorias de impacto com maior contribuição para as respectivas categorias de danos, conforme apresentado na Figura 17.

Figura 17 - Indicador único por categoria de impacto do método ReCiPe endpoint (E).



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

DF: Depleção fóssil; DM: Depleção de metais; MC (E): Mudança climática em Ecossistemas; MC (SU): Mudança climática em Saúde humana; TH: Toxicidade Humana.

\* Valores divididos por 3 para adequar-se a escala gráfica.

Dentre as categorias de danos elencadas, Saúde humana foi a que apresentou o maior impacto em ambos os cenários. O principal contribuinte para esse resultado foi a categoria de impacto Toxicidade humana. Dos processos unitários dessa categoria para o cenário 1, destaca-se a produção do alumínio com 75,4 % de contribuição. Como mencionado anteriormente, o alumínio residual vem sendo estudado com maior ênfase devido à sua relação com doenças neurológicas. No cenário 2, tiveram maiores participações para o dano causado os processos unitários relacionados a parcela referente a produção de energia a base de carvão para a operação da EC e a produção do ferro.

Das categorias em ponto médio que se direcionam à Ecossistemas, Mudança climática, Ecotoxicidade marinha e Ocupação e uso dos solos agrícolas foram responsáveis por mais de 95,0% dos danos ambientais determinados em ambos os cenários. Dentre essas categorias em ponto médio, Mudança climática representou aproximadamente 81,1 % e 62,1 % do impacto em Ecossistemas. Além disso, o processo unitário de maior contribuição para ambos os cenários foi a geração e distribuição de eletricidade utilizada para a produção de alumínio e ferro como observados para o método base.

A OCuSA foi responsável por 6,0 e 16,5 % do dano gerado em Ecossistemas, nos cenários 1 e 2 respectivamente. Nessa categoria, a área ocupada para armazenamento da madeira seca utilizada em usinas de cogeração de energia foi o processo unitário de maior

contribuição em ambos os cenários. Esses resultados são similares aos obtidos em OCuS utilizando o método base. As discrepâncias em relação a contribuição das categorias de impacto com processos unitários predominantemente semelhantes são justificadas pelos diferentes fatores de caracterização, normalização e ponderação entre método alternativo e base.

A categoria Recursos naturais apresentou-se como a categoria de danos de menor contribuição para ambos os cenários, resultado esse análogo ao encontrado para o método base. Ela é composta apenas pelas categorias de impacto Depleção de metais e Depleção fóssil. Nos cenários 1 e 2, a Depleção fóssil correspondeu a 96,8 e 65,3 % do dano ambiental total dessa categoria, respectivamente. Esse resultado é justificado pelo consumo elétrico (matriz elétrica com predominância de geração a base de carvão) utilizado para fabricação do alumínio, o qual contribuiu mais de 57,2 % do potencial impacto dessa categoria em referência ao cenário 1. Ainda, a produção do ferro gusa impactou 37,0 % sobre o cenário 2. Em relação ao método base, Recursos naturais é composto apenas pela categoria ExM que possui metodologias de mensuração do impacto potencial diferente da apresentada por DM e DF, o que não permite uma comparação direta entre os resultados.

Em relação à Depleção de metais, o dano ambiental ocasionado pelo cenário 2 foi superior em relação ao cenário 1. A extração do minério de ferro impactou em 85,5 % dessa categoria e a extração da bauxita impactou apenas 23,7 %. Esse resultado tem relação direta com o fator de caracterização associado ao alumínio e ferro, expresso em  $\$/\text{kg}^{-1}$ , o qual é responsável pelo custo adicional em um determinado recurso consumido. O fator caracterização para o ferro é onze vezes maior que o do alumínio, que atrelado ao maior consumo mássico decorrente do tratamento estudado, justificam os resultados obtidos.

### 3.4 CONCLUSÃO

A produção de alumínio na etapa de caracterização foi o processo unitário predominante na maioria das categorias de impacto, principalmente devido ao consumo elétrico necessário para sua produção. No cenário 2, a produção de energia elétrica utilizada para operação do tratamento foi o que mais impactou o sistema. Ao comparar ambos os processos de EC observou-se que o cenário 1 foi potencialmente mais impactante em todas as categorias selecionadas. Esse resultado foi associado à grande demanda de energia elétrica utilizada na produção do metal e ao maior impacto na extração de bauxita. Sendo assim, o indicador único foi utilizado para averiguar quão grande foi a diferença entre os cenários. Os resultados encontrados foram importantes para concluir que a EC com eletrodos de alumínio aumenta o

dano ambiental em mais de 6 vezes comparado ao uso de eletrodo de ferro. O fator determinante para esse resultado foi associado ao consumo elétrico na etapa de produção do alumínio metálico. Diante disso, faz-se necessária a busca por alternativas que reduzam a demanda de energia elétrica relacionada a produção do alumínio. Uma opção seria a utilização de estratégias de gestão ambiental, como a produção mais limpa, que não necessariamente necessita de grandes modificações tecnológicas para encontrar meios de redução desse consumo. Ainda, pequenas minimizações nesse consumo podem reduzir significativamente os prejuízos ao meio ambiente e auxiliar a aplicação industrial de EC.

Com esse foco na mitigação dos danos ambientais obtidos através do indicador único, a mudança na origem dos metais reduziu consideravelmente os potenciais impactos ambientais em ambos os cenários, com maior destaque para o primeiro, no entanto mais estudos sobre a eficiência desses metais secundários na remoção de poluentes devem ser executados para confirmação dos resultados obtidos. Em relação à mudança na matriz de energia elétrica, reduções consideráveis foram encontradas quando essas matrizes possuíam como fontes de energia predominantes usinas hidrelétricas ou nucleares em comparação com a geração de energia a base de carvão.

Pelo uso do método alternativo foi possível afirmar que os resultados obtidos foram semelhantes aos determinados pelo método base em relação ao cenário de maior impacto potencial e dano ambiental, permitindo concluir que a EC com eletrodos de alumínio é a opção que acarreta em maiores prejuízos para o meio ambiente.

## **4 CAPÍTULO 4: DIMENSIONAMENTO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO EM EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS A PARTIR DE ESCALA PILOTO PARA ESCALA INDUSTRIAL**

### **4.1 INTRODUÇÃO**

A indústria de laticínios é de grande importância para o setor alimentício brasileiro. Porém, ela produz grandes quantidades de efluentes que precisam ser tratados antes do descarte (GERALDINO et al., 2015). Esse efluente é um potencial contaminante ambiental devido à alta concentração de matéria orgânica composta por proteínas, lipídeos, soro de leite, dentre outros, dissolvidos no líquido final (GHAHREMANI et al., 2012; VIDAL et al., 2000). A maioria dos componentes presentes no efluente lácteo possui baixa biodegradabilidade e capacidade de contaminação dos corpos hídricos se inapropriadamente descartados (BORBON et al., 2014).

Em geral, esses efluentes são tratados por métodos biológicos e/ou físico-químicos. Contudo, é necessário grandes instalações e longos períodos de tratamento, aumentando o custo/benefício do processo (BORBON et al., 2014; DEMIREL et al., 2005; LECH et al., 2012). Além disso, nos tratamentos químicos podem ocorrer o aumento do nível de poluição secundária devido à utilização de reagentes químicos nos processos (BENZAZZI, 2013). Diante disso, a EC pode ser um método alternativo viável comparado aos métodos convencionais. Além da remoção de DQO e turbidez, a EC pode ser eficiente na remoção de bactérias, algas, corantes, detergentes, gorduras, óleos, graxas e metais tóxicos (BENSADOK et al., 2011; CARMONA et al., 2006; DALLAGO et al., 2012; GHAHREMANI et al., 2012; KUSHWAHA et al., 2010; LECH et al., 2012; MELCHORS et al., 2016; TCHAMANGO et al., 2010; VALENTE et al., 2015).

Assim, o objetivo nesse capítulo foi dimensionar o processo de EC no tratamento de um efluente proveniente de uma indústria de laticínios a partir da escala piloto para a escala industrial e verificar a viabilidade estrutural, operacional e econômica em dois cenários.

### **4.2 MATERIAIS E MÉTODOS**

Para o dimensionamento do processo de EC a partir da escala piloto para a escala industrial foram utilizados os resultados experimentais de Melchors et al. (2016). Nesse caso, foram compiladas a eficiência do método em escala piloto com os processos eletroquímicos entre eletrodos de alumínio e ferro, além das propriedades físico-químicas do efluente e etapas

estruturais e operacionais do sistema como apresentado na Tabela 11. Com intuito de facilitar a interpretação, a EC com eletrodos de alumínio foi considerada como cenário 1 e com eletrodo de ferro como cenário 2.

Tabela 11 - Parâmetros estruturais e operacionais no processo de eletrocoagulação.

<b>Etapa</b>	<b>Parâmetros</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>
Efluente	Condutividade (mS m <sup>-1</sup> )*	1,73	
	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	4683	
	Ph	10,2	
	Sólidos suspensos totais (mg L <sup>-1</sup> )	640	
	Temperatura	20	
	Turbidez (NTU)	1.126	
Estrutural	Área do eletrodo (m <sup>2</sup> )	1,05 10 <sup>-2</sup>	
	Distância dos eletrodos (m)	2,00 10 <sup>-2</sup>	
	Espessura (m)	1,00 10 <sup>-3</sup>	
	Número de eletrodos	2,00	
	Volume tratado (m <sup>3</sup> )	5,00 10 <sup>-4</sup>	
Operacional	Corrente aplicada* (A)	9,94 10 <sup>-1</sup>	7,12 10 <sup>-1</sup>
	Densidade de corrente* (A m <sup>-2</sup> )	46,36	33,20
	Tempo de operação (h)		1,00
	Tensão (V)		5,00

Fonte: Adaptada de Melchior et al.,2016.

Nota:

\* Parâmetros estimados no *Capítulo 3* dessa dissertação.

As propriedades do efluente, estrutura do sistema e alguns parâmetros relacionados a operação do tratamento (tempo de operação e tensão) foram mantidos constantes para ambos os cenários. A condutividade e corrente aplicada não foram monitoradas por Melchior et al. (2016), sendo esses parâmetros estimados no *Capítulo 3*. A densidade de corrente utilizada em cada cenário foi determinada pela Equação 17.

$$J = \frac{i}{S} \quad (17)$$

Onde:

- J Densidade de corrente (A m<sup>-2</sup>)
- i Corrente elétrica aplicada (A)
- S Área superficial do ânodo (m<sup>2</sup>).



A relação área/volume ( $A V^{-1}$ ) foi o principal parâmetro para o dimensionamento do sistema em escala industrial com o intuito de manter a proporção tanto da etapa estrutural como da etapa operacional, preservando as eficiências encontradas para remoção dos poluentes estudados. Esse parâmetro tem sido significativo como *scale-up*, conforme explicam Holt et al. (1999). Nesses casos, a razão entre a soma das áreas de todos os eletrodos pelo volume de efluente a ser tratado pode ser considerado (BRAHMI et al., 2015). A vazão de efluente na escala industrial foi definida como  $110,0 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$  (MELCHORS et al., 2016).

Sendo assim, a relação área/volume obtida por meio da Tabela 11 foi de  $42,0 \text{ m}^{-1}$ . A partir dessa relação foi determinada a área teórica dos eletrodos multiplicando esse valor pelo volume de efluente a ser tratado. O volume da vazão horária ( $4,6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ) poderia ser utilizado como volume do reator. Contudo, para evitar interrupção do sistema em caso de falhas e evitar acidentes foi proposta a utilização de 10 reatores com volumes, diâmetros e alturas de  $1,4 \text{ m}^3$ ,  $0,5 \text{ m}$  e  $1,5 \text{ m}$ , respectivamente. Esses 10 reatores foram divididos em 2 grupos com 5 reatores cada operando de forma intercalada entre  $12,0 \text{ h}$ . Nesse caso, o volume de efluente a ser tratado por hora em cada reator foi de  $0,9 \text{ m}^3$ .

Com o volume definido, obteve-se uma área teórica de eletrodos para cada cenário de  $38,50 \text{ m}^2$ . Essa área foi definida como sendo a soma da área dos eletrodos utilizados no processo. Porém, se fosse mantido o número de eletrodos empregado por Melchors et al. (2016), os reatores não poderiam comportá-los. Conforme descrito Zongo et al. (2012), na utilização de apenas 2 eletrodos a corrente elétrica aplicada teria que ser muito elevada, inviabilizando o processo. Para resolver esse problema, foi utilizado a relação comprimento/largura ( $C L^{-1}$ ) obtida pela divisão entre comprimento ( $15,0 \text{ cm}$ ) e largura ( $7,0 \text{ cm}$ ) dos eletrodos empregados por Melchors et al. (2016).

O cálculo da potência utilizada em ambos os cenários foi realizado pela Equação 18 proposta por Gu et al. (2009). Eles explicam que a potência aplicada em um reator de EC está associada a resistência ôhmica ( $P_{d\Omega}$ , Equação 19) necessária para difundir íons pela solução. A resistência farádica ( $P_{dF}$ ) é representada pela Equação 20.

$$P_t = \frac{(P_{d\Omega} + P_{dF}) A_{\text{eletrodos}}}{10^9} \quad (18)$$

$$P_{d\Omega} = i^2 \Omega = i^2 \left( \frac{D}{C} \right) \quad (19)$$

$$P_{dF} = i [k_1 \ln(i) + k_2] \quad (20)$$

Onde:

$P_t$	Potência total (kW)
$P_{d\Omega}$	Potência ôhmica dissipada ( $\mu\text{W cm}^{-2}$ )
$P_{dF}$	Potência farádica dissipada ( $\mu\text{W cm}^{-2}$ )
$A_{\text{eletrodos}}$	Área superficial total dos ânodos ( $\text{cm}^2$ )
$i$	Densidade de corrente ( $\text{mA cm}^{-2}$ )
$D$	Distância dos eletrodos (cm)
$C$	Condutividade da solução ( $\text{S cm}^{-1}$ )
$k_1$	Constante (Al: 430; Fe: 75)
$k_2$	Constante (Al: 1000; Fe: 600).

Os consumos mássicos foram determinados pela Equação 21. Esse consumo mássico, foi dividido pelo volume tratado em escala piloto a fim de determinar a concentração de íons metálicos, permitindo a conservação da eficiência encontrada em escala piloto. A partir dessa concentração, foi obtida a quantidade mássica necessária de metal necessária para o tratamento em escala industrial, multiplicando-a pela vazão horária de cada reator. Com essa informação, foi calculada a corrente estimada usando a Equação 21, ao isolar a variável a ser determinada.

Os tempos de desgaste dos eletrodos foram calculados pela Equação 22. Isso foi possível devido a determinação da massa dos eletrodos em escala industrial, que por sua vez, foi obtida pelo volume dos eletrodos e posterior multiplicação pelo peso específico do alumínio ( $2.698,0 \text{ kg m}^{-3}$ ) ou ferro ( $7.874,0 \text{ kg m}^{-3}$ ). Tendo em vista que cada reator possui um tempo de operação por dia, obteve-se a vida útil em dias para cada reator utilizado nos cenários.

Em seguida, foram determinados os consumos elétricos por unidade de volume com o qual foi possível determinar os gastos mensais de energia elétrica utilizando a Equação 23. A corrente em cada célula foi determinada pela razão entre a corrente total e a multiplicação entre o número de reatores pela área superficial de todos os ânodos.

$$m_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times z} \quad (21)$$

$$T_d = \frac{M_o}{\alpha \times i} \quad (22)$$

$$E_T = \frac{P_t}{Q \times 1000} \quad (23)$$

Onde:

$\alpha$	Equivalente eletroquímico [Al: 0,32 g (A h) <sup>-1</sup> ; Fe: 1,04 g (A h) <sup>-1</sup> ]
$E_T$	Consumo elétrico por unidade de volume (kW h m <sup>-3</sup> )
$F$	Constante de Faraday (96.485 C mol <sup>-1</sup> )
$i$	Corrente elétrica aplicada (A)
$M$	Massa molar do eletrodo (Al: 26,98 g mol <sup>-1</sup> ; Fe: 55,85 g mol <sup>-1</sup> )
$m_{el}$	Massa do eletrodo consumida (g)
$M_o$	Massa inicial do eletrodo (g)
$P_t$	Potência total (W)
$Q$	Vazão do efluente a ser tratado (m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )
$t$	Tempo de aplicação da corrente (s)
$T_d$	Tempo de desgaste do eletrodo (h)
$z$	Número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do ânodo (Al: 3; Fe: 2).

As variações de temperatura em cada cenário foram determinadas pela Equação 24 de acordo com Ferreira (2006).

$$\Delta T = \frac{c}{C_p \times m} \quad (24)$$

Onde:

$c$	Calor (cal);
$C_p$	Capacidade Calorífica (cal (g °C) <sup>-1</sup> )
$M$	Massa do efluente tratado (g)
$\Delta T$	Varição da temperatura (°C)

O calor em Joule (J) foi determinado utilizando a potência necessária para alimentação do sistema em cada estudo. Nesse caso, 1,0 kW é equivalente a 1.000,0 J s<sup>-1</sup> e esse valor foi multiplicado pelo tempo de operação em segundos. Ainda, a unidade Joule foi transformada em caloria pela seguinte relação: 4,2 J são equivalentes a 1,0 cal. Considerou-se ainda que o efluente estudado possui massa específica e capacidade calorífica semelhante à da água, em que os valores são 1,0 g ml<sup>-1</sup> e 1,0 cal (g °C)<sup>-1</sup>, respectivamente. Assim, a massa a ser tratada em todos os estudos, considerando seus tempos de operação foi de 4,6 10<sup>6</sup> g.

O custo mensal total do processo de tratamento em escala industrial foi baseado nas cotações de preços praticados pela distribuidora de energia elétrica na região de estudo. Também foram considerados os custos dos metais e reservatórios utilizados.

### 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Utilizando a relação área/volume ( $A V^{-1}$ ) foram obtidos os parâmetros estruturais para o processo de EC com eletrodos de alumínio (Cenário 1) e ferro (Cenário 2) em escala industrial como apresentados na Tabela 12.

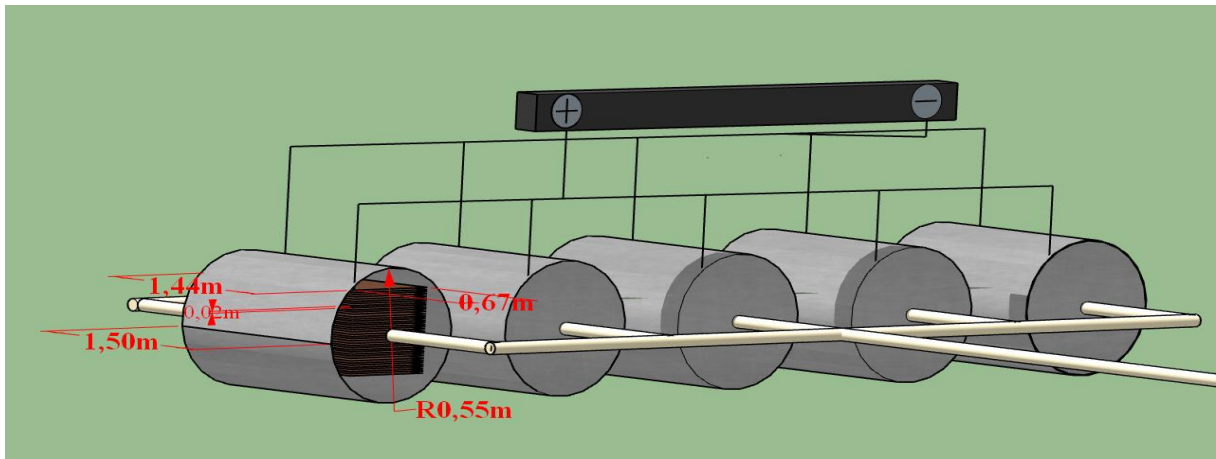
Tabela 12 - Parâmetros estruturais para o processo de eletrocoagulação em escala industrial.

<b>Parâmetros estruturais</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>
Área eletrodo ( $m^2$ )	0,96	
Área teórica dos eletrodos ( $m^2$ )	38,50	
Número de eletrodos por reator	40	
Número de reatores	10	
Relação área/volume ( $A V^{-1}$ ) ( $m^{-1}$ )	42,00	
Relação comprimento/largura ( $C L^{-1}$ )	2,14	
Volume de cada reator ( $m^3$ )	1,43	

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

A relação  $A V^{-1}$  tem analogia direta com a densidade de corrente aplicada no sistema, em que o aumento do primeiro parâmetro resultou na redução do segundo (BELHOUT et al., 2012), interferindo na redução do consumo elétrico do sistema. Com esse parâmetro definido, obteve-se a área total dos eletrodos, que posteriormente foi convertida por meio da relação  $C L^{-1}$ , transformando-a em proporções compatíveis com o tamanho dos reatores previamente definidos. Respeitando a mesma proporção que o ensaio laboratorial estudado pelos autores supracitados, a área de cada eletrodo foi definida em  $0,96 m^2$ , com comprimento e largura de 1,4 e 0,7 m, respectivamente. Como a área teórica dos eletrodos foi estimada em  $38,5 m^2$ , o número de eletrodos presentes em cada reator seria de 40 eletrodos. Esses dados estão apresentados na Figura 18 elaborada utilizando a ferramenta computacional *SketchUp Pro 2018* (SKETCHUP, 2018).

Figura 18 - Grupo de reatores em escala industrial.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

A configuração para cada reator foi definida como sendo monopolar, como utilizado por Melchior et al. (2016), contendo 20 ânodos e 20 cátodos. Os eletrodos também poderiam ser utilizados em configurações bipolares sem diferenças significativas em alguns parâmetros conforme apontado por Brahm et al. (2015). No entanto, na utilização bipolar foi consumido aproximadamente 70,0 % mais energia que na configuração monopolar. Com a etapa estrutural definida para escala industrial, calculou-se a corrente elétrica necessária para operação do processo bem como o consumo mássico dos eletrodos. Os cálculos foram realizados baseando-se nas configurações operacionais descritas na Tabela 11 e estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Parâmetros elétricos e de consumo dos eletrodos durante o processo de eletrocoagulação.

Parâmetros operacionais	Cenário 1	Cenário 2
Consumo de metal por metro cúbico ( $\text{g m}^{-3}$ )	1.220,71	1.483,30
Consumo de metal por hora ( $\text{g h}^{-1}$ )	5.590,85	6.793,51
Corrente estimada total (A)	9.104,66	6.520,16
Corrente estimada por célula (A)	46,69	33,44
Densidade de corrente ( $\text{A m}^{-2}$ )	47,22	33,82
Potência ohmica ( $\mu\text{W cm}^{-2}$ )	25.779,01	13.220,74
Potência farádica ( $\mu\text{W cm}^{-2}$ )	7.874,09	2.338,04
Potência total (kW)	64,89	30,00

Fonte: elaborada pelo autor, 2018.

Como pode ser observado, o consumo mássico dos eletrodos constituídos de ferro foi superior comparado com os eletrodos de alumínio. Isso deve-se, principalmente, pela diferença de massa molar do ferro para o alumínio e pelo número de elétrons envolvidos na reação de

oxidação do ânodo. Essa diferença não foi maior porque foi utilizado o fator de correção estabelecido por Gu et al. (2009).

A densidade de corrente é importante para determinar a taxa de dosagem eletroquímica de metal no efluente e a densidade eletrolítica na produção de bolhas. Para densidades de corrente entre 10,0 a 1.000,0 A m<sup>-2</sup> é possível a aplicação dos resultados obtidos nesse trabalho. Nos cenários estudados foi observada uma densidade de corrente 53,8 % maior utilizando eletrodos de alumínio em relação a utilização de eletrodos de ferro como observado por Kobya et al., (2003). Em seu estudo, a aplicação da EC em um efluente a partir de indústria têxtil utilizando eletrodos de alumínio e ferro foram encontrados valores de DQO, sólidos suspensos totais e condutividade de 3.422,0 e 1.112,0 mg L<sup>-1</sup> e 4,0 mS cm<sup>-1</sup>, respectivamente. Ainda, valores menores de densidade de corrente utilizando eletrodos de ferro (80,0 a 100,0 A m<sup>-2</sup>) foram observados em comparação com eletrodos de alumínio (150,0 A m<sup>-2</sup>) para obtenção da mesma eficiência. Bayramoglu et al. (2004) relataram um custo por DQO removida cerca de 3 vezes menor na EC utilizando eletrodos de ferro em relação aos eletrodos de alumínio para um efluente com DQO inicial de 3.420,0 mg L<sup>-1</sup>, sólidos suspensos totais de 1112,0 mg L<sup>-1</sup> e condutividade de 3,9 mS cm<sup>-1</sup>.

A potência total do sistema em escala industrial gerou diferenças nos parâmetros de ambos os cenários como apresentado na Tabela 13. A discrepância foi mais evidente na obtenção das potências ôhmicas e farádicas devido aos coeficientes utilizados.

Outro fator importante na eletrocoagulação é a temperatura (DANESHVAR et al., 2004). O aumento de temperatura pode contribuir para o aumento da eficiência de remoção. Isso incrementa a movimentação dos íons produzidos em solução e facilita a colisão com o coagulante formado. Porém, em temperaturas maiores que 27,0 °C poderá haver uma diminuição da eficiência de remoção por causa da formação de flocos não desejados. Isso aumentará a solubilidade dos precipitados. Para a determinação da temperatura final foi utilizada a Equação 24 e os resultados para cada cenário foram apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Temperatura final do efluente tratado pelo processo de eletrocoagulação.

<b>Parâmetros operacionais</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>
Calor (J)	2,34 10 <sup>8</sup>	1,08 10 <sup>8</sup>
Caloria (cal)	5,59 10 <sup>7</sup>	2,58 10 <sup>7</sup>
Aumento temperatura (°C)	12,19	5,64
Temperatura final (°C)	32,19	25,64

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Apesar da afirmação feita por Daneshvar et al. (2004) sobre o aumento de temperatura após 27,0 °C, Chen (2004) discorre que a eficiência da corrente utilizando eletrodos de alumínio aumenta até 60,0 °C. O aumento da eficiência de corrente com a temperatura é resultado do aumento da degradação do filme de óxido de alumínio na superfície do eletrodo. Em temperatura alta ocorre também a diminuição dos poros na superfície de  $\text{Al}(\text{OH})_3$  em solução, resultando em flocos mais compactos os quais são mais facilmente depositados na superfície do eletrodo. Assim, as variações de temperatura não afetam o processo de tratamento do efluente por eletrocoagulação, sendo possível utilizar o *scale-up* com os efluentes tratados em temperatura apropriada para o descarte, conforme Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011).

O volume de efluente gerado em 30,0 dias de operação da empresa com base na vazão diária de 110,0  $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$  foi 3.300,0  $\text{m}^3 \text{mês}^{-1}$ . Assim, como o custo de 1,0 kW h para a categoria de tratamento de efluentes (B3) é de R\$ 0,4 (BRASIL, 2017), os custos totais variaram entre os cenários 1 e 2 conforme apresentado pela Tabela 15.

Tabela 15 - Custo mensal de energia elétrica para o processo de eletrocoagulação.

<b>Parâmetros operacionais</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>
Consumo energia por volume ( $\text{kW h m}^{-3}$ )	14,16	6,55
Custo por volume ( $\text{R\$ m}^{-3}$ )	5,53	2,56
<b>Custo mensal (R\$)</b>	<b>18.583,08</b>	<b>8.764,86</b>

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Observa-se que o consumo de energia elétrica foi 53,7 % maior com o uso de eletrodos de alumínio comparado ao uso de eletrodos de ferro. Kobya et al. (2003), determinaram uma diferença de 67,0 % para a mesma densidade de corrente. Ainda, Bassala et al. (2017) encontraram valores próximos a 0,17  $\text{kW h m}^{-3}$  para remoção de 80,0 % de DQO e 100,0 % de turbidez para o mesmo cenário 1 desse estudo. Essa diferença pode estar relacionada a condutividade que facilita a passagem de corrente, reduzindo a necessidade de alta tensão. Outro fator que corrobora com o valor inferior encontrado nesse estudo para o consumo elétrico é a DQO de 780,0  $\text{mg L}^{-1}$ . Por outro lado, consumo elétrico bem maior foi encontrado por Bazrafshan et al. (2013) utilizando sistemas semelhantes, indicando que no sistema em estudo há maior eficiência e viabilidade. Um consumo elétrico semelhante aos determinados nesse trabalho foi também determinado por Ozyonar e Karagozoglul (2010) para diferentes valores de DQO, turbidez, condutividade e densidade de corrente.

O consumo elétrico por unidade de volume utilizando eletrodos de ferro foi 4,5 kW h m<sup>-3</sup> em condutividade de 1,1 mS cm<sup>-1</sup> segundo Geraldino et al. (2015). Com relação ao custo por volume tratado, Geraldino et al. (2015) e Valente et al. (2015) encontraram valores de 2,7 e 4,0 R\$ m<sup>-3</sup>, respectivamente, os quais foram corrigidos conforme o Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA), de abril de 2018 (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2018). As justificativas para a variação dos valores em relação aos apresentados na Tabela 15 devem-se ao preço da tarifa de energia de cada região, aos tempos de operação e a densidade de corrente empregada. Após a obtenção dos gastos mensais com energia para funcionamento do processo, calculou-se o custo dos eletrodos com relação a sua vida útil durante os processos de tratamento por EC (Tabela 16).

Tabela 16 - Custo mensal de eletrodos para o processo de eletrocoagulação.

<b>Parâmetros operacionais</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>
Número eletrodos/reator	40,00	
Massa eletrodos/reator (kg)	103,81	302,97
Vida útil eq. (h)	175,96	222,54
Horas por dia/grupo reator (h)	12,00	
Vida útil/reator (d)	14,66	18,55
Volume total eletrodos (m <sup>3</sup> )	0,38	
Custo por volume (R\$ m <sup>-3</sup> )	31,27	18,00
Custo por volume – inversão de polaridade (R\$ m <sup>-3</sup> )	10,42	6,00
<b>Custo mensal (R\$)</b>	<b>51.566,11</b>	<b>29.684,06</b>
<b>Custo mensal - inversão polaridade (R\$)</b>	<b>17.188,70</b>	<b>9.894,69</b>

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Para a obtenção dos custos dos eletrodos por volume de efluente tratado foram feitas cotações de placas metálicas de alumínio e ferro em que os valores médios foram de R\$ 65.503,6 e R\$ 47.690,0 por metro cúbico de metal, respectivamente. Conforme explica Mollah et al. (2001), a inversão de polaridade pode aumentar a vida útil dos eletrodos em até duas vezes. Então, os gastos por volume e mensal podem ser reduzidos na mesma proporção. Por fim, foram estimados os custos referentes aos reatores necessários para realização do processo de eletrocoagulação e os valores para diversos materiais como aço inox, fibra de vidro e plástico estão apresentados na Tabela 17.



Tabela 17 - Custo dos reatores no processo de eletrocoagulação.

<b>Parâmetros estruturais</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>
Número de reatores	10	
Volume a ser tratado (m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	0,92	
Volume Reator (m <sup>3</sup> )	1,43	
Custo reatores - Aço inoxidável (R\$)	206.697,65	
Custo reatores - Fibra de vidro (R\$)	80.399,82	
Custo reatores - Plástico (R\$)	25.977,66	
<b>Custo vida útil – Aço inoxidável (R\$ m<sup>-3</sup>)</b>	<b>0,17</b>	
<b>Custo vida útil – Fibra de vidro (R\$ m<sup>-3</sup>)</b>	<b>0,40</b>	
<b>Custo vida útil – Plástico (R\$ m<sup>-3</sup>)</b>	<b>0,03</b>	

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Diferentemente dos demais processos, os reatores não possuem custos mensais e sim custos estruturais. Devido as composições diferentes de cada reator há também diferentes tempos de vida útil. No caso do aço inoxidável, a vida útil dele pode ser maior que 30,0 anos e podendo chegar a 50,0 anos se usado como material para caixas d'água. A fibra de vidro pode ter vida útil entre 5,0 a 10,0 anos e o polietileno utilizado como reservatório entre 25,0 a 30,0 anos. Devido ao desgaste dos materiais com as condições climáticas e utilização contínua, estimou-se a vida útil dos reatores de aço inox, fibra de vidro e polietileno em 30,0; 5,0 e 25,0 anos, respectivamente.

A fibra de vidro não é uma boa opção devido a sua baixa durabilidade. O polietileno é uma opção com melhor viabilidade econômica, longa durabilidade e baixo custo em comparação aos outros materiais. Após a obtenção dos custos pode-se determinar a contribuição em cada etapa abordada. Assim, os custos totais do processo de EC estão apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 - Custo total do processo de eletrocoagulação.

<b>Etapa</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>
Energia	34,57%	29,72%
Eletrodos - Inversão de polaridade	65,12%	69,70%
Reator – Plástico	0,31%	0,58%
Total	100,00%	100,00%
<b>Custo total por m<sup>3</sup> (R\$)</b>	<b>16,01</b>	<b>8,61</b>

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Os eletrodos são os que mais contribuíram para os custos do processo com 65,1 e 69,6 % do total nos cenários 1 e 2, respectivamente. Esse resultado está associado a curta vida útil

dos metais empregados na EC e seus consumos associados à oxidação e liberação de íons em solução. Bayramoglu et al. (2004) obtiveram contribuições nos custos totais de 50,0 % com relação ao consumo mássico utilizando eletrodos de ferro e 80,0 % com eletrodos de alumínio.

Bayramoglu et al. (2006) encontraram valores para o custo total de EC com eletrodos de alumínio de 3,0 R\$ m<sup>-3</sup> e com eletrodos de ferro de 1,6 R\$ m<sup>-3</sup>. Kobya et al. (2006) encontraram valores próximos a 5,9 R\$ m<sup>-3</sup> para o custo total da EC com eletrodos de alumínio. No entanto, a grande diferença para o custo total envolve o consumo dos eletrodos. O alto consumo dos eletrodos é devido ao volume de efluente e tempo de tratamento necessário para manter a eficiência previamente definida. É importante salientar que não foi considerado os custos com decantadores secundários, tratamento e disposição final do lodo residual gerado, instalações elétricas e hidráulicas, e recursos humanos para a operação do processo.

Em comparação com outros tratamentos, os valores dos custos envolvendo lodos ativados variam entre 0,3 e 0,8 US\$ m<sup>-3</sup> os quais ainda são menores do que os custos de EC (YOUNG, 1981), embora essa comparação não seja considerável devido a defasagem temporal e tecnológica. Porém, Rodriguez et al. (2007) comparou a eletrocoagulação com o tratamento por precipitação química e encontrou um consumo elétrico de 10,0 kW h m<sup>-3</sup> e 4,8 kW h m<sup>-3</sup>, respectivamente. Além disso, o custo total da EC foi de 29,7 R\$ m<sup>-3</sup> e do tratamento por precipitação química 54,5 R\$ m<sup>-3</sup>, com os valores corrigidos de acordo com o IPCA de abril de 2018 (BCB, 2018). Assim, EC pode ser mais viável economicamente do que precipitação pela adição de reagentes químicos, além de não produzir resíduo tóxico residual. A diferença nos custos do tratamento é devido aos tipos de materiais utilizados e custos dos reagentes químicos. Ressalta-se ainda que alguns efluentes possuem concentrações elevadas de metais tóxicos o que aumenta os custos do processo.

Os tratamentos biológicos aeróbios são confiáveis e econômicos no tratamento de efluentes (BRITZ et al., 2006). Todavia, a produção de lodo devido a e degradação aeróbica pode aumentar os custos a fim de deixar o efluente apropriado para descarte.

Por outro lado, os processos anaeróbios são mais econômicos na estabilização biológica de efluentes lácteos, pois não têm consumo elétrico devido à ausência de aeradores. Ainda, a digestão anaeróbica produz metano que pode ser utilizado como fonte de calor ou energia (ANDREOTTOLA et al., 2002) As desvantagens desse sistema são associadas ao alto custo de investimento inicial, longos períodos para início do processo, condições operacionais estritas atreladas a alta sensibilidade na variação da matéria orgânica e a componentes tóxicos (BRITZ et al., 1992).

Com relação à eficiência dos tratamentos biológicos, Fyfe et al. (2016) encontraram valores próximos a 82,0 % de remoção de DQO de um efluente lácteo a partir de um total de 5.044,0 mg L<sup>-1</sup>. Ince (1998) encontrou valores acima de 80,0 % de remoção de DQO a partir de um total de 4.000,0 mg L<sup>-1</sup> utilizando sistema de biofiltro anaeróbio de fluxo descendente. Usando um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) para o tratamento de efluente lácteo com uma DQO de aproximadamente 2.500,0 mg L<sup>-1</sup>, Campos et al. (2004) obtiveram o valor máximo de 52,0 % de remoção para um tempo 18,0 h. Além disso, eficiências acima de 80,0 % foram determinadas utilizando a técnica de lodos ativados em efluentes de laticínios com DQO média de 4500,0 mg L<sup>-1</sup> (POSAVAC et al., 2010).

Na Tabela 19 estão apresentadas as eficiências de remoção de DQO e turbidez a partir de efluentes lácteos em ambos cenários, considerando os parâmetros estruturais e operacionais.

Tabela 19 - Eficiência de remoção de DQO e turbidez nos cenários estudados.

<b>Parâmetros operacionais</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>
DQO saída (mg L <sup>-1</sup> )	140,49	121,76
Eficiência remoção de DQO (%)	97,00 %	97,40 %
Turbidez saída (NTU)	4,50	10,13
Turbidez saída (%)	99,60 %	99,10 %

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

A maior eficiência de remoção de DQO foi determinada no cenário 2 enquanto que a maior remoção da turbidez foi no cenário 1, porém muito parecidas. Não há ainda legislação federal referente ao valor máximo permitido de lançamento de efluentes industriais contendo DQO. Contudo, a Resolução CONSEMA/RS n° 355/2017 do estado do Rio Grande do Sul estabelece o valor máximo de 330,0 mg L<sup>-1</sup> para uma vazão de 110,0 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Sendo assim, em ambos os cenários estudados foram obtidas eficiências suficientes para o enquadramento do efluente final nessa legislação. Os outros métodos de tratamentos descritos não reduziram a DQO e turbidez para níveis no enquadramento na legislação. Diante disso, destacam-se alguns pontos positivos encontrados na eletrocoagulação em relação aos demais métodos de tratamentos, incluindo a necessidade de pequenos espaços para instalação dos reatores e tempo de operação reduzido em comparação com tratamentos em lagoas. Além disso, algumas vantagens em relação ao tratamento biológico que pode ser inibido por substâncias contaminantes e influencias com variações bruscas de temperatura. Por fim, a variabilidade operacional que pode ser empregada para atingir a eficiência máxima com os

ajustes de tensão, corrente, distância e material dos eletrodos aumenta a viabilidade da EC e o seu benefício/custo.

#### 4.4 CONCLUSÃO

Com o dimensionamento do sistema de EC para os cenários 1 e 2, foram estabelecidos os aspectos estruturais e operacionais possíveis de serem executados em escala industrial para tratamento de efluentes lácteos. Os custos mensais de operação industrial dos processos de EC são competitivos em relação à instalação e operação de outros sistemas que possuem elevados custos bem como os métodos de tratamentos físico-químicos. Nesses métodos são necessárias grandes quantidades de reagente e grande estrutura física. Além disso, nos métodos de tratamentos biológicos, são necessários alto consumo elétrico e grande estrutura física, enquanto os processos anaeróbios exigem altos valores de investimento inicial. As altas eficiências de remoção de DQO e turbidez comparados aos métodos convencionais são fatores favoráveis para a aplicação de EC e enquadrar o efluente na legislação.

O uso de eletrodo de ferro na EC foi a opção que gerou menor custo/benefício no processo. O custo total da EC utilizando eletrodo de ferro foi 53,8 % do total determinado para o eletrodo alumínio. O maior contribuinte para esse resultado foi o consumo mássico dos eletrodos em que foram determinados valores acima de 65,0 %, mesmo considerando a inversão de polaridade. Diante disso, sugere-se a busca pelo ponto ótimo entre consumo dos eletrodos e eficiência mínima necessária para enquadramento do efluente gerado pela indústria de laticínios na legislação vigente.

## **5 CAPÍTULO 5: AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA ENTRE EC E TRATAMENTO CONVENCIONAL DE UM EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS**

### **5.1 INTRODUÇÃO**

Nas últimas décadas, o desenvolvimento industrial tem aumentado os problemas ambientais devido ao despejo inadequado de efluentes em corpos hídricos. Esse fato tem sido considerado um dos principais contribuintes para o aumento da eutrofização, mortalidade da fauna aquática, contaminação de populações ribeirinhas, entre outros.

Como a indústria de laticínios é considerada uma fonte poluidora significativa (VOURCH et al., 2008), faz-se importante a elaboração de estudos de processos de tratamento para o reaproveitamento do soro de leite e enquadramento do efluente na legislação antes do descarte. O processo industrial de tratamento de efluente de laticínio é geralmente de pequeno ou médio porte. Muitas vezes há dificuldades financeiras para manter pessoal especializado e capaz de trabalhar com inovações tecnológicas nas estações de tratamentos (CAMPOS et al., 2004). Geralmente, efluentes provenientes dessa indústria possuem elevadas cargas de matéria orgânica e elevadas concentrações de substratos fermentáveis os quais produzem odores desagradáveis e persistentes (KARADAG et al., 2015). Além disso, esses efluentes possuem elevados níveis de DBO, DQO e nutrientes (BENZAZZI, 2013).

Métodos convencionais de tratamento de efluentes provenientes de indústrias de laticínios não são eficientes quando grandes quantidades de proteínas e lipídeos estão presentes, resultando em diversos problemas como pH alcalino, coloração escura e altos níveis de DBO e DQO (DROGUI et al., 2008). Os processos físico-químicos comumente utilizados nos tratamentos convencionais envolvem caixas de gordura e flutuadores, os quais apresentam algumas desvantagens como alto custo com reagente e baixa eficiência de remoção de matéria orgânica solúvel. Além disto, os tratamentos químicos podem induzir a uma poluição secundária devido ao uso de reagentes químicos de floculação, coagulação e flotação (BENZAZZI, 2013; DEMIREL et al., 2005). Os processos de tratamento biológico podem ser também empregados para purificar efluentes lácteos utilizando lodo ativado, lagoa aeróbia e/ou lagoa anaeróbia, e/ou UASB (BAZRAFESHAN et al., 2013). Sendo assim, a EC é um método alternativo para a redução da matéria orgânica e purificação de águas residuárias (MOLLAH et al., 2001). A EC pode ser eficiente no tratamento de efluentes lácteos, principalmente, na remoção de DBO, DQO, sólidos suspensos, turbidez, entre outros (BASSALA et al., 2017;

BENAISSA et al., 2014; BENSADOK et al., 2011; GHAHREMANI et al., 2012; MELCHORS et al., 2016).

O objetivo nesse capítulo foi estudar o desempenho ambiental entre um tratamento convencional e EC aplicados em um efluente da indústria de laticínios utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) conforme definida pela ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009a). Para isso, foi realizada a compilação e avaliação de dados de entradas e saídas de efluentes em um processo industrial e os impactos ambientais potenciais de um sistema de tratamento. Finalmente, foi realizada uma análise comparativa entre os tratamentos acima elencados por ACV executando as etapas estruturais e operacionais.

## 5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada nesse capítulo foi dividida em duas etapas. Na primeira parte foram descritos os tratamentos utilizados em um efluente da indústria de laticínios. As propriedades físico-químicas dessa água residuária encontram-se no *Capítulo 3*. Na segunda parte foram utilizadas as quatro fases fundamentais da ACV, conforme estabelecido na ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009a), para a obtenção dos resultados. Ressalta-se ainda que os resultados foram divididos nas etapas estrutural e operacional para melhor discussão.

### 5.2.1 Tratamento convencional

A estação de tratamento convencional é constituída por gradeamento, caixa de areia e de gordura, tratamento primário como tanque de equalização e tratamentos secundários como lagoas anaeróbias e aeróbias com decantador secundário. O lodo gerado no decantador secundário é colocado no leito de secagem e o efluente tratado é descartado. Dentre os processos e níveis de tratamento acima mencionados foram considerados aqueles que fossem equivalentes à eletrocoagulação. Sendo assim, foram coletadas informações referentes aos parâmetros estruturais e operacionais dos processos selecionados por meio de questionários respondidos por responsáveis técnicos da estação de tratamento da indústria. Os dados obtidos estão apresentados na Tabela 20.

No tratamento preliminar, apenas foi considerada a caixa de gordura com dimensões de comprimento, largura e profundidade de 8,0; 4,0 e 3,0 m, respectivamente. Essa caixa é constituída de concreto com espessura estimada em 15,0 cm (VASCONCELOS, 1998). Para o cálculo de sua vida útil foi considerada uma durabilidade de 50,0 anos (PEREIRA, 2014). No

tratamento secundário, as lagoas eram revestidas com material impermeabilizante (no fundo e laterais) constituído de polietileno de alta densidade (PEAD) com 1,5 mm de espessura. Para determinação de sua vida útil foram utilizadas informações da POLY-FLEX® (POLY-FLEX, 2012), apontando uma durabilidade de várias décadas. No entanto, Rowe et al. (2003) ao avaliar a durabilidade de uma membrana de PEAD de 1,5 mm de espessura em uma lagoa (2.500 m<sup>3</sup>) contendo lixiviado de aterro sanitário concluíram uma vida útil de 14,0 anos. Portanto, foi definido como sendo a vida útil da manta utilizada de 20,0 anos.

Tabela 20 - Parâmetros estruturais e operacionais dos tratamentos convencionais.

<b>Tratamento</b>	<b>Parâmetros</b>	<b>Cenário 1 Trat. convencional</b>
Caixa de gordura	Volume (m <sup>3</sup> )	96,00
	Vida útil (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	7,78 10 <sup>-6</sup>
Lagoa aeróbia aerada	Comprimento (m)	26,50
	Largura (m)	19,00
	Área (m <sup>2</sup> )	503,50
	Volume (m <sup>3</sup> )	1.110,00
	Profundidade média (m)	2,20
	Consumo elétrico aeradores (kW h m <sup>-3</sup> )	14,16
	Vida útil manta PEAD (kg m <sup>-3</sup> )	1,25 10 <sup>-3</sup>
	Massa de lodo produzida (kg m <sup>-3</sup> )	0,29
Lagoa anaeróbia	Comprimento (m)	46,50
	Largura (m)	35,00
	Área (m <sup>2</sup> )	1.627,50
	Volume (m <sup>3</sup> )	3.640,00
	Profundidade média (m)	2,24
	Vida útil manta PEAD (kg m <sup>-3</sup> )	3,53 10 <sup>-3</sup>
Eficiência	Remoção de DQO	70,00%
	Remoção de SST - lagoa aeróbia aerada	78,50%

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Para a lagoa aeróbia aerada, foi relatado a utilização de dois aeradores com potências de 30,0 cavalo-vapor (cv), os quais operam 12,0 horas intercaladamente com aeração contínua. Essa potência foi convertida para kW e dividida pelo volume de 110,0 m<sup>3</sup> de efluente, conforme UF.

Sobre a geração de lodo, Von Sperling (1996) descreve que em lagoas anaeróbias é necessária a remoção do lodo em períodos superiores a 20,0 anos e em lagoas aeróbias aeradas é necessária a remoção do lodo em tempos inferiores a 5 anos. Portanto, foi considerada a

geração e remoção de lodo na lagoa aeróbia aerada e esses dados determinados pela Equação 25 (LEME, 2010).

$$M_{\text{lodo}} = \frac{(SST_{\text{entrada}} - SST_{\text{saída}})}{1000} \times Q \times 365 \quad (25)$$

Onde:

$M_{\text{lodo}}$	Massa anual de lodo ( $\text{kg ano}^{-1}$ )
$SST_{\text{entrada}}$	Concentração inicial de sólidos suspensos totais ( $\text{g m}^{-3}$ )
$SST_{\text{saída}}$	Concentração final de sólidos suspensos totais após o tratamento ( $\text{g m}^{-3}$ )
$Q$	Vazão de entrada ( $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ ).

Os valores da eficiência de remoção de SST utilizando tratamentos aeróbios foram entre 65,0 a 92,0 % (MUNOZ, 1992). Para os estudos de ACV foi adotado o valor de 78,5 %. A remoção de DQO foi relatada como 70,0 %. O lodo gerado é composto por 70,0 % de sólidos suspensos voláteis (SSV) e 30,0 % de sólidos suspensos fixos (SSF). Supondo uma redução máxima de 60,0 % de SSV em um ano, conforme sugere Leme (2010), a massa total gerada seria de 11.699,4  $\text{kg ano}^{-1}$ . Esse valor foi convertido para produção em função da unidade volume.

## 5.2.2 Eletrocoagulação

Os parâmetros estruturais e operacionais da EC utilizados nesse capítulo foram compilados do artigo de Melchioris et al. (2016) como já anteriormente descrito no *Capítulo 3*. Os parâmetros estruturais e operacionais determinados em escala piloto foram redimensionados para escala industrial como descrito no *Capítulo 4*.

## 5.2.3 Avaliação do ciclo de vida

### 5.2.3.1 Objetivo e escopo

Os objetivos para realização deste estudo foram i) avaliar os potenciais impactos ambientais nos tratamentos estudados, ii) detectar os processos unitários que apresentassem as maiores contribuições para cada categoria de impacto na etapa de caracterização, iii) determinar qual dos tratamentos estudados possui o menor dano ambiental por meio de um indicador único e iv) efetuar uma análise de sensibilidade relacionada a variação do método de AICV. A UF



escolhida foi o tratamento de 110,0 m<sup>3</sup> de efluente gerado pelo processo produtivo da indústria de laticínios. Sendo assim, os limites do sistema do presente estudo foram escolhidos considerando as etapas estruturais e operacionais da EC bem como dos processos equivalentes no tratamento convencional com uso de caixa de gordura, lagoa anaeróbia e aeróbia aerada. A interpretação dos dados foi realizada definindo os tratamentos convencionais como cenário 1, a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio cenário 2 e eletrocoagulação com eletrodos de ferro como cenário 3.

### 5.2.3.2 Inventário do ciclo de vida (ICV)

Com base nos parâmetros estruturais e operacionais para cada sistema de tratamento considerado foram selecionados aqueles que foram utilizados como ICV para o tratamento convencional. Na Tabela 21 estão apresentados os parâmetros estruturais e operacionais de entrada e saída do tratamento convencional. Esse tratamento foi renomeado para Cenário 1 a fim de facilitar a discussão dos resultados.

Tabela 21 - Parâmetros estruturais e operacionais de entrada e saída dos tratamentos convencionais.

<b>Parâmetro</b>	<b>Variável</b>	<b>Cenário 1 Tratamento convencional</b>	<b>Unidade</b>
Estrutural	Manta - PEAD	0,53	kg
Entrada	Caixa de gordura - Concreto	8,55 10 <sup>-4</sup>	m <sup>3</sup>
Operacional	Consumo elétrico - aeradores	529,56	kW h
Entrada	Ocupação e uso do solo - infraestrutura	5,93	m <sup>2</sup> ano
Operacional	Massa de DQO final	154,54	kg
Saída	Massa de SST final	15,14	kg
	Geração de lodo	32,05	kg

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Os parâmetros estruturais e operacionais de entrada e saída para o método de EC estão apresentados na Tabela 22 para cada cenário analisado. A descrição de como cada parâmetro foi considerado já foram detalhadamente descritos nos *Capítulos 3 e 4*.

Tabela 22 - Parâmetros estruturais e operacionais de entrada e saída sobre o processo de EC. -

<b>Parâmetro</b>	<b>Variável</b>	<b>Cenário 2 EC Alumínio</b>	<b>Cenário 3 EC Ferro</b>	<b>Unidade</b>
Estrutural Entrada	Consumo metal	134,28	163,16	kg
	Reator - Aço inoxidável	0,10		kg
Operacional Entrada	Consumo elétrico EC	1.557,25	720,00	kW h
	Ocupação e uso do solo - infraestrutura	4,52 10 <sup>-2</sup>		m <sup>2</sup> ano
Operacional Saída	Massa de DQO final	15,45	13,39	kg
	Massa de SST final	13,60	7,61	kg
	Massa de lodo	957,00	1.161,60	kg

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

De modo geral, buscou-se manter a equivalência entre os cenários estudados com o intuito de executar uma comparação correta entre ambos. Parâmetros relacionados com as emissões atmosféricas ou outros resíduos presentes no efluente lançado no corpo hídrico receptor não foram considerados.

Os processos unitários representativos dos parâmetros de entrada e saída foram estabelecidos utilizando a base de dados de ICV *ecoinvent* 3.3 (WEIDEMA et al., 2013) presente no programa computacional SimaPro® (PRÉ CONSULTANTS, 2017) versão 8.5.2.0, sendo apresentados na Tabela 23. Os processos unitários foram selecionados com base na proximidade com os parâmetros de entrada e saída em cada tratamento.

Tabela 23 - Processos unitários referentes as entradas e saídas dos tratamentos estudados.

<b>Fluxo</b>	<b>Processo</b>	<b>Processo unitário</b>	<b>Modelagem</b>
Entrada tecnológica	Caixa de gordura	<i>Concrete, 35 MPa {RoW}</i>	<i>Production   Alloc Rec, U</i>
	Eletricidade	<i>Electricity, low voltage {BR}</i>	<i>Market for   Alloc Rec, U</i>
	Eletrodo alumínio	<i>Aluminium, primary, ingot {RoW}</i>	<i>Production   Alloc Rec, U</i>
	Eletrodo ferro	<i>Cast iron {RoW}</i>	<i>Production   Alloc Rec, U</i>
	Manta PEAD	<i>Polyethylene, high density, granulate {RoW}</i>	<i>Production   Alloc Rec, U</i>
	Reator EC	<i>Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {RoW}</i>	<i>Production   Alloc Rec, U</i>
Entrada natureza	Infraestrutura	<i>Occupation, unknown</i>	-
Emissões água	DQO remanescente	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>	-
	SST remanescente	<i>Suspended solids, unspecified</i>	-
Saída tecnológica	Lodo	<i>Biowaste {GLO}</i>	<i>Treatment of biowaste, municipal incineration   Alloc Rec, U</i>

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

As escolhas da origem da energia elétrica, tipo de tensão e eletrodos foram iguais aos definidos no *Capítulo 3*. Foi considerado o processo unitário da produção de aço inoxidável com 18,0 e 8,0 % de cromo e níquel em sua composição, respectivamente. Para a determinação do processo unitário alusivo a caixa de gordura no método convencional foi utilizada a norma da ABNT NBR 6.118 (ABNT, 2014), considerando o efluente como classe III. Assim é necessário que o concreto utilizado para a caixa de gordura tenha resistência a compressão igual ou superior a 30,0 MPa. Por segurança foi utilizado uma resistência a compressão de 35,0 Mpa. Para representar a manta em PEAD foi utilizado o processo produtivo referente a PEAD granulado.

Os processos unitários associados aos materiais dos eletrodos, reatores de EC e manta de PEAD encontram-se em estágios primários de produção, o que permite uma comparação equivalente entre ambos. Em todos os tratamentos, foi selecionado o processo referente a ocupação desconhecida, devido à falta de um processo unitário específico para estações de tratamento. As considerações feitas com relação às saídas dos sistemas associadas com DQO, SST e disposição do lodo foram descritas no *Capítulo 3*.

### 5.2.3.3 Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)

Para a execução dessa etapa, foi utilizado o método de AICV IMPACT 2002+ (JOLLIET et al., 2003). Dentre os elementos obrigatórios e opcionais presentes na norma da ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) foram utilizadas as etapas de caracterização e agrupamento para obtenção de um indicador único, mantendo-se as considerações descritas no *capítulo 3*.

### 5.2.3.4 Interpretações

A partir dos resultados obtidos na etapa de caracterização foram discutidos os processos unitários predominantes dos impactos ambientais em cada categoria. Para isso foi utilizado uma avaliação individual em cada tratamento nas etapas estrutural e operacional. Posteriormente, foram estudadas as diferenças encontradas entre os tratamentos na etapa de agrupamento. Nesse agrupamento, foi considerado um indicador único composto por três categorias de danos com o objetivo de determinar o tratamento de menor dano ambiental para a estrutura e operação.

### 5.2.3.5 Análise de sensibilidade

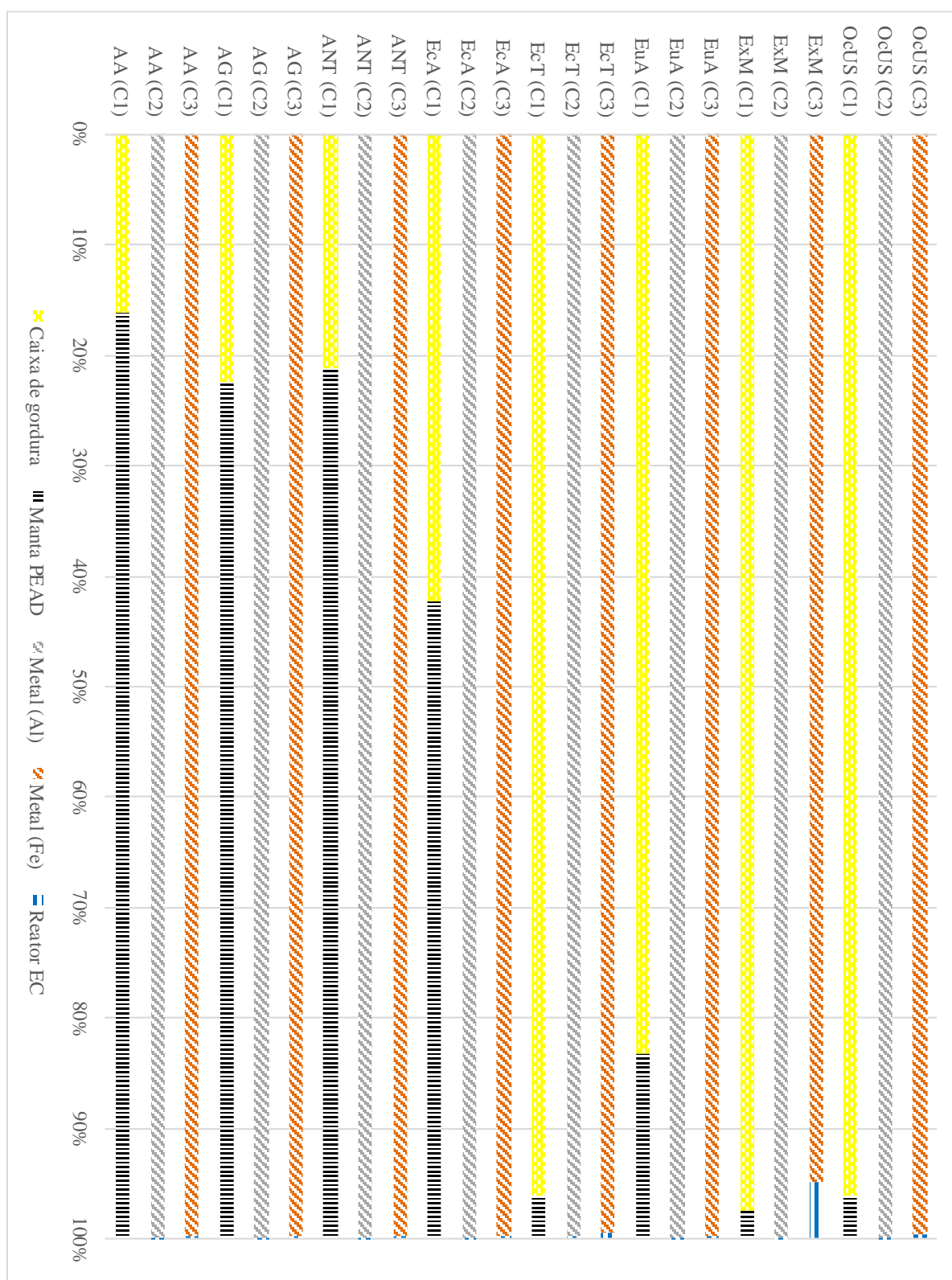
Ao final das interpretações, realizou-se uma análise de sensibilidade focada na mudança do método de AICV aplicado, sendo utilizado o ReCiPe *endpoint (E)* (GOEDKOOPE et al., 2009). Essa etapa baseou-se na metodologia aplicada no *Capítulo 3*, sendo descrita na *subseção 3.2.2.5.3*. Para manter a estrutura acima estabelecida com relação a interpretação dos resultados, obteve-se um indicador único para cada etapa estudada (estrutural e operacional).

## 5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.3.1 Etapa estrutural

Na Figura 19 estão apresentados os resultados obtidos na etapa de caracterização entre o tratamento convencional (C1), eletrocoagulação com eletrodos de alumínio (C2) e eletrocoagulação com eletrodo de ferro (C3), considerando apenas parâmetros estruturais.

Figura 19 - Caracterização dos tratamentos estudados na etapa estrutural pelo método IMPACT 2002+.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

AA: Acidificação aquática; ANT: Acidificação e nutrição terrestre; AG: Aquecimento global; EcA: Ecotoxicidade aquática; EcT: Ecotoxicidade terrestre; EuA: Eutrofização aquática; ExM: Extração mineral; OcUS: Ocupação e uso do solo. C1: Cenário 1; C2: Cenário 2; C3: Cenário 3.

No cenário 1, observou-se o predomínio do processo unitário referente a manta de PEAD nas categorias AA, AG, ANT e EcA. A emissão de dióxido de enxofre (63,6 e 18,7 %) e óxidos de nitrogênio (35,2 e 81,5 %) foram predominantes para AA e ANT. Dentre as emissões atmosféricas relacionadas a produção de 1,0 kg de PEAD, destacam-se o dióxido de carbono (1,6 kg), óxido de nitrogênio (3,2 g) e enxofre (4,1 g) (PLASTICS EUROPE, 2005). Os fatores de caracterização em AA para  $SO_x$  e  $NO_x$  são equivalentes de acordo com o método de AICV utilizados. Portanto, a emissão de  $SO_x$  foi mais impactante. Já, os fatores de caracterização de ANT envolvendo  $NO_x$  são 8 vezes superiores ao  $SO_x$ , justificando assim os resultados obtidos. Destaca-se ainda que para AA e ANT não foram observados fatores de caracterização para óxidos de carbono.

A emissão de dióxido de carbono representou 90,4 % (0,8 kg  $CO_2$  eq.) do potencial impacto na categoria AG para a fabricação do material impermeabilizante. Na caixa de gordura a base de concreto foi responsável por 98,9 % (0,3 kg  $CO_2$  eq.). Recio et al. (2005) determinaram emissões para produção de 1,0 kg de PEAD e concreto sendo de 1,6 e  $8,3 \cdot 10^{-2}$  kg  $CO_2$ , respectivamente. Esses resultados são indicativos de que a produção do PEAD é a que gera maior impacto potencial em AG.

O lançamento de antimônio (38,7 %), cobre (23,0 %) e alumínio (19,0 %) em corpos hídricos devido a produção de PEAD foram os fluxos elementares de maiores participações no potencial impacto da categoria EcA, enquanto que o lançamento de DQO (53,3 %) e fosfato (39,3 %) foram os fluxos de maiores impactos na categoria EuA. Segundo a associação dos fabricantes de plásticos *PlasticsEurope*, as principais substâncias presentes no efluente relacionado a toda a cadeia produtiva para fabricação de 1,0 kg de PEAD são sulfatos (830,0 mg), sólidos suspensos (200,0 mg) e DQO (190,0 mg) (PLASTICS EUROPE, 2005). Sendo assim, os resultados obtidos em EcA podem ser justificados devido à possíveis inconsistências relativas ao processo unitário referente ao PEAD uma vez que as três principais substâncias associadas aos maiores impactos são encontradas em concentrações muito baixas.

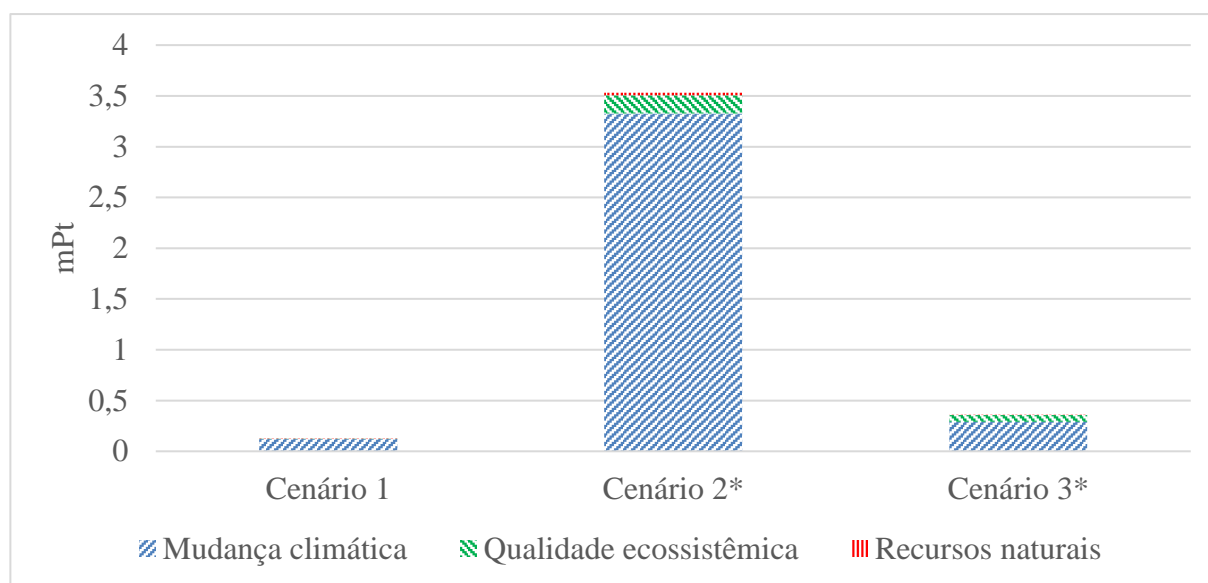
Ainda no cenário 1, a produção da caixa de gordura se sobressaiu nas categorias EcT, EuA, ExM e OcUS, com valores acima de 80,0 %. Nessas categorias, a produção do cimento foi o processo unitário de maior participação. Como processos antecessores a essa produção, em EcT, o jateamento na mineração do calcário, apresentou mais de 24,8 % de participação, enquanto que em ExM, a extração e distribuição de cobre foi responsável por 68,1 % do impacto ambiental potencial. Sobre OcUS, 24,7 % do impacto potencial dessa categoria foi originado pela construção de estradas vinculadas ao transporte de areia e cascalho. Em EuA, emissões de fosfato e DQO representaram 82,8 e 16,0 % do impacto ambiental potencial, respectivamente.

Para os cenários 2 e 3, houve o predomínio dos metais utilizados como eletrodos em todas as categorias de impacto com valores acima de 99,0 % para o alumínio e 95,0 % para o ferro. Os processos unitários predominantes em relação a produção dos eletrodos nos cenários 2 e 3 foram previamente discutidos no *Capítulo 3*. De maneira geral, a energia elétrica foi o processo unitário predominante na maioria das categorias de impacto com relação a produção do alumínio. Porém, a emissão de alumínio para água, ar e solo devido a produção do óxido de alumínio foram responsáveis por 84,8 % do potencial impacto em EcA. A extração de bauxita foi responsável pela maior contribuição no impacto ambiental em ExM como também observado por Schmidt e Thrane (2009). Essa contribuição está também associada à utilização de aço reforçado nas estruturas para geração de energia por via hidráulica. A extração do minério de ferro também foi responsável por grande parte do impacto dessa categoria no cenário 3.

Conforme discutido no *Capítulo 3*, apesar do consumo elétrico necessário para a produção do alumínio ser maior em relação ao do ferro, ainda assim a própria extração da bauxita também foi mais impactante em relação a extração do minério de ferro. Essa diferença de impacto entre os metais estudados foi explicada por Lombard et al. (1990) onde afirmaram que apesar de ambos possuírem toxicidades em determinadas concentrações, o alumínio não tem sua biodisponibilidade controlada por sistemas biológicos como ocorre com o ferro. Além disso, a relação do alumínio residual oriundo do tratamento de água pode ser precursor de doenças neurológicas como o Alzheimer (YEGAMBARAM et al., 2015) e a chuva ácida (BARABASZ et al., 2001), aumentando seu impacto ambiental.

Com o agrupamento das categorias de impacto utilizando normalização e ponderação foi obtido o indicador único, sendo possível afirmar qual das etapas estruturais resultou no maior dano ambiental. Esses resultados estão apresentados na Figura 20.

Figura 20 - Indicador único da etapa estrutural utilizando o método IMPACT 2002+.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

\* Os valores obtidos foram divididos por 100 para adequar-se a escala gráfica.

Os valores normalizados de cada categoria de impacto estão apresentados na Tabela 24. Após a normalização, as categorias de danos foram agrupadas com fatores de ponderação equivalentes. Além disso, as categorias de impacto AA e EuA não foram consideradas pois o método empregado não as considera em nenhuma das categorias de danos selecionadas.

Tabela 24 - Indicador único da etapa estrutural por categoria de impacto dos cenários estudados pelo método IMPACT 2002+.

Categoria de danos	Categoria de impacto	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Unidade
Mudanças climáticas	AG	0,12	333,00	28,98	mPt
Qualidade ecossistêmica	ANT	$1,12 \cdot 10^{-3}$	4,10	0,35	mPt
	EcA	$6,57 \cdot 10^{-5}$	0,41	0,11	mPt
	EcT	$1,55 \cdot 10^{-3}$	11,68	5,99	mPt
	OcUS	$2,10 \cdot 10^{-4}$	1,98	0,27	mPt
Recursos naturais	ExM	$2,98 \cdot 10^{-5}$	2,56	$7,01 \cdot 10^{-2}$	mPt
<b>Total</b>		0,12	353,73	35,77	mPt

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

O cenário 2 mostrou-se o de maior impacto ao meio ambiente na etapa estrutural. Os benefícios ambientais na utilização dos cenários 3 e 1 foram superiores em 89,89 % e 99,97 %, fazendo esse último a opção de menor impacto ambiental. Sobre as categorias de danos,



Mudança climática foi a responsável pela maior contribuição para os indicadores únicos nos cenários 1 (97,6 %), 2 (94,1 %) e 3 (81,0 %). Esse resultado está vinculado a categoria de impacto em ponto médio AG, em consequência, predominantemente, pela produção da manta de PEAD (77,7 %) e consumo mássico dos eletrodos de alumínio (99,9 %) e ferro (99,8 %). Sobre a produção do alumínio, a emissão de dióxidos de carbono pelo processo eletrolítico foi maior do que os processos de extração da bauxita, refino da alumina e fundição (THE ALUMINUM ASSOCIATION, 2013).

Sobre Qualidade ecossistêmica, os cenários 2 e 3 apresentaram o mesmo processo unitário com maior contribuição para o indicador único que a categoria de danos acima citada. Entretanto, para o cenário 1, a produção de concreto foi mais prejudicial ao meio ambiente. Para esse cenário, o jateamento realizado no calcário, mineral presente na produção do concreto foi o processo unitário com maior contribuição (19,1 %). No cenário 2, a produção de eletricidade destacou-se, com mais de 58,6 % de relevância. Já a fabricação do ferro gusa foi o responsável por 37,5 % dos impactos pertencentes a essa categoria de danos no cenário 3. Esses resultados estão alinhados à categoria EcT, uma vez que sua contribuição para a categoria de danos discutida foi de 53,4; 64,3 e 89,14 % nos cenários 1, 2 e 3, respectivamente.

Em Recursos naturais, a extração e distribuição do cobre utilizado nas construções associadas a produção do concreto foram predominantes para os valores obtidos no indicador único sobre o cenário 1 (68,1 %). Para os cenários envolvendo EC, a extração da bauxita (96,3 %) e do minério de ferro (70,1 %) foram os processos de maior significância para os indicadores únicos obtidos.

De maneira geral, o consumo elétrico associado a produção do alumínio mostrou-se como principal responsável pelos resultados obtidos no indicador único. No entanto, mesmo que houvesse uma redução considerável nos danos ambientais através da mudança por fontes elétricas renováveis e limpas ou até mesmo pelo aumento da eficiência na utilização de energia, o dano ocasionado pela extração de sua matéria prima continuaria tornando esse cenário o mais impactante. Para o indicador único, o consumo elétrico utilizado na produção do metal do cenário 3 correspondeu a aproximadamente 20,0 % do potencial impacto gerado. Portanto, uma total redução desse consumo não o tornaria o de menor dano ambiental.

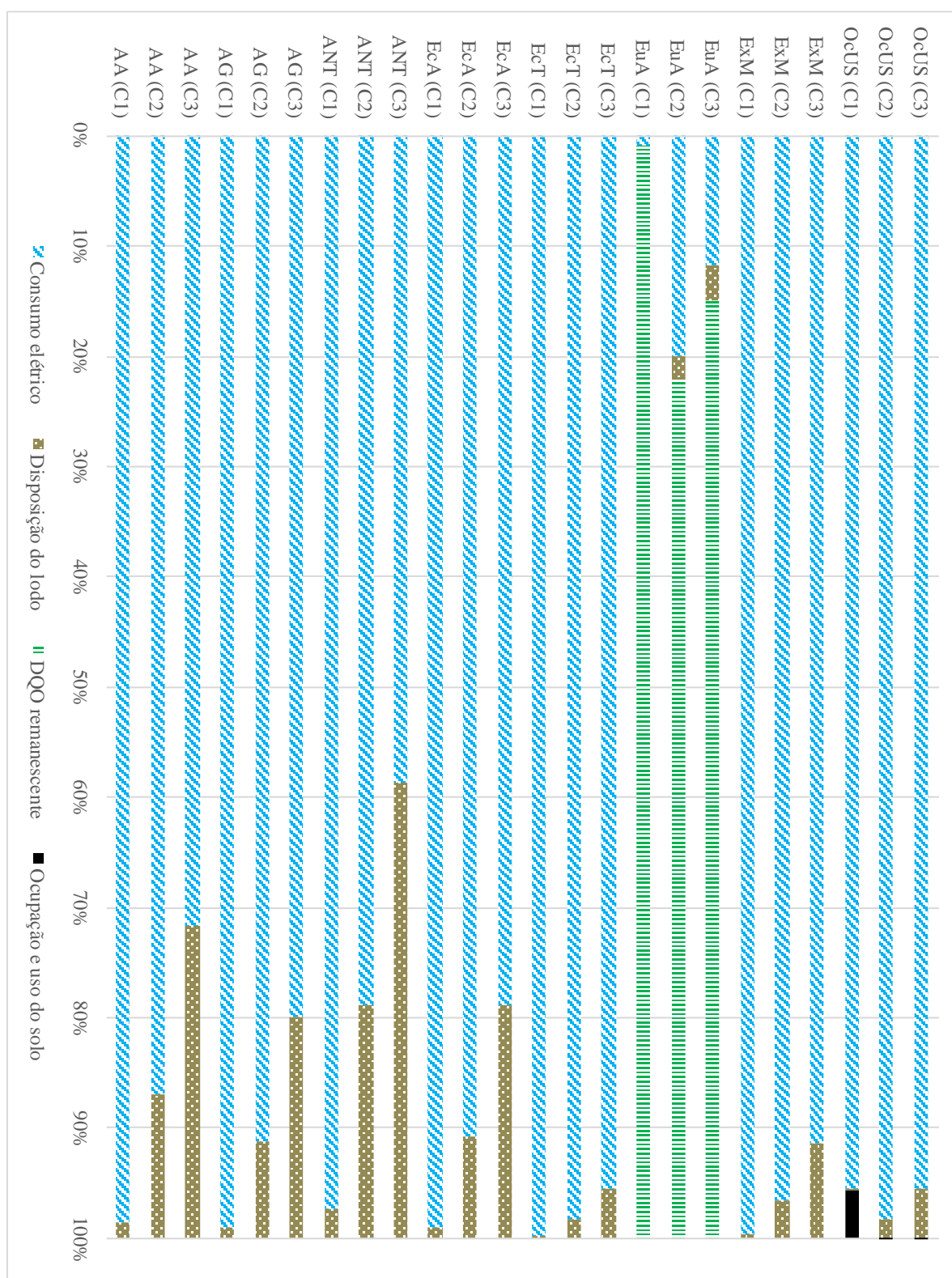
Para minimização dos impactos gerados pelos cenários envolvendo a EC, a utilização de técnicas como a inversão de polaridade, a qual segundo Mollah et al. (2001) poderia aumentar a vida útil dos eletrodos em até 2 vezes, reduziria o dano ambiental pela produção dos metais em até 66,7 %. Ao aplicar essa redução, os danos ambientais relativos aos cenários 2 e 3 seriam de 117,9 e 11,9 mPt, respectivamente. Ainda, ao se considerar possíveis estratégias de

gestão ambiental como produção mais limpa atralada a inovações e otimizações no próprio tratamento aplicado, o impacto ambiental gerado pela EC com ferro poderia ser reduzido substancialmente. Fazendo isso, os resultados se aproximariam do cenário de menor impacto (tratamento convencional).

### **5.3.2 Etapa operacional**

Na Figura 21 são mostrados os resultados obtidos na etapa de caraterização entre o tratamento convencional (C1), eletrocoagulação com eletrodos de alumínio (C2) e elecoagulação com eletrodos de ferro (C3) considerando apenas os parâmetros operacionais.

Figura 21 - Caracterização dos tratamentos estudados na etapa operacional pelo método IMPACT 2002+.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

AA: Acidificação aquática; ANT: Acidificação e nutrição terrestre; AG: Aquecimento global; EcA: Ecotoxicidade aquática; EcT: Ecotoxicidade terrestre; EuA: Eutrofização aquática; ExM: Extração mineral; OcUS: Ocupação e uso do solo. C1: Cenário 1; C2: Cenário 2; C3: Cenário 3.

De acordo com os dados de ICV (Tabelas 21 e 22), os processos unitários foram iguais para todos os cenários, apenas variando os seus respectivos fluxos de referência. De acordo com a figura apresentada, observou-se o predomínio do consumo elétrico para operação dos sistemas de tratamento em todas as categorias de impacto analisadas, com exceção de EuA. Ao analisar a questão da eletricidade em cada cenário, denota-se que a contribuição do consumo elétrico para as categorias de impacto diminui do cenário 1 para os cenários 2 e 3. De modo contrário, a geração de lodo cresce ao manter-se essa ordem. Isso acontece devido a geração de lodo ser 97,2 (cenário 1) e 17,6 % (cenário 2) superior para a EC com eletrodos de ferro. Apesar dessa diferença entre os eletrodos ser consideravelmente menor, a participação desse processo unitário é evidenciada no cenário 3, pois possui um consumo elétrico 53,8 % menor sobre o cenário 2.

Sobre EuA, a DQO foi o parâmetro de maior predominância para o cenário 1, em seguida dos cenários 3 e 2. Mesmo com uma eficiência de remoção superior ao cenário 1 e 2, o cenário 3 apresentou maior contribuição da DQO sobre o cenário 2, devido ao menor consumo elétrico. Em valores absolutos, os cenários 1, 2 e 3 apresentaram resultados nessa categoria de impacto em consumo elétrico e DQO de  $3,0 \cdot 10^{-2}$ ;  $9,0 \cdot 10^{-2}$ ;  $4,0 \cdot 10^{-2}$  e 3,4; 0,3; 0,3 kg  $\text{PO}_4^{3-}$ , respectivamente.

A contribuição da geração e distribuição de energia elétrica foi superior a 70,0 % para AA em todos os cenários. O maior impacto foi devido a produção de energia elétrica por óleo como resultado da grande quantidade de dióxido de enxofre emitido a partir das usinas (ROSARIO et al., 2004). Essas emissões são originadas pela queima dos combustíveis fósseis na etapa de operação que resulta em 80,0 % do potencial impacto para AA (GAETEMORALES et al., 2018; TURCONI et al., 2013). Brizmohun et al. (2015) observaram que a geração de energia elétrica utilizando óleo resulta em maior impacto na categoria de impacto AA.

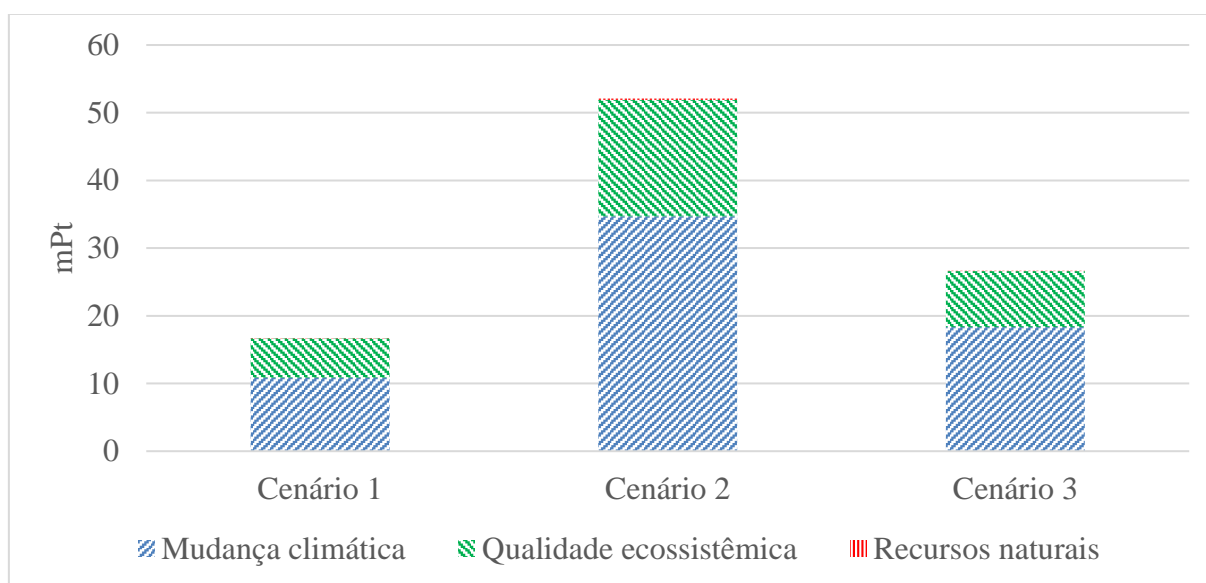
Os resultados encontrados para AG foram responsáveis por impactos acima de 80,0 % durante a geração e distribuição de energia elétrica em todos os cenários. Nesse caso, a geração de energia por meio de hidrelétricas e a emissão de metano gerado pela decomposição anaeróbica da matéria orgânica dos reservatórios foram os mais impactantes (ROSARIO et al., 2004; TURCONI et al., 2013). Além disso, a etapa estrutural é responsável por mais de 80,0 % das emissões de dióxido de carbono de acordo com estudos de Hondo (2005).

Para a disposição de lodo, emissões de dióxidos de enxofre foram predominantes. A geração de eletricidade por meio de biomassa em ANT, EcA, EcT e OcUS foi o processo unitário dominante no impacto associado ao consumo elétrico. Isso deveu-se principalmente às

emissões de óxido de nitrogênio (ROSARIO et al., 2004). A geração de energia pelo uso de biomassa piora o desempenho ambiental nas categorias Acidificação e Ecotoxicidade terrestre (GAETE-MORALES et al., 2018). No entanto, Turconi et al. (2013) afirmaram que os potenciais impactos ambientais relacionados a produção e transporte da biomassa são geralmente negligenciados, mesmo apresentando 71,0 % das emissões de gases de efeito estufa durante a queima.

Pelo agrupamento das categorias de impacto selecionadas por meio das etapas de normalização e ponderação foi obtido o indicador único (Figura 22).

Figura 22 - Indicador único da etapa operacional utilizando o método IMPACT 2002+.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Observa-se que o cenário 2 novamente apresentou a maior pontuação para o indicador único, assim como o cenário 1 foi de menor pontuação. Para entender de forma mais detalhada os resultados obtidos, os valores das categorias de impacto direcionadas às respectivas categorias de danos são apresentadas na Tabela 25.

Tabela 25 - Indicador único da etapa operacional por categoria de impacto dos cenários estudados pelo método IMPACT 2002+.

<b>Categoria de danos</b>	<b>Categoria de impacto</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>	<b>Cenário 3</b>	<b>Unidade</b>
Mudanças climáticas	AG	10,87	34,70	18,31	mPt
Qualidade ecossistêmica	ANT	0,14	0,49	0,31	mPt
	EcA	0,07	0,24	0,13	mPt
	EcT	4,48	13,37	6,35	mPt
	OcUS	1,09	3,11	1,48	mPt
Recursos naturais	ExM	0,05	0,15	0,07	mPt
<b>Total</b>		<b>16,70</b>	<b>52,06</b>	<b>26,65</b>	<b>mPt</b>

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Dentre os cenários estudados, o principal responsável pelos resultados obtidos em cada categoria de danos foi a geração e distribuição de energia elétrica para operação dos tratamentos. O que diferencia a proporção dos valores apresentados no indicador único está associado aos fluxos de referência desse processo unitário. Assim, qualquer redução dos danos nas etapas operacionais acarretariam em minimizações consideráveis dos impactos ambientais potenciais. Apesar da grande quantidade de lodo produzido nos cenários envolvendo EC, o processo unitário teve contribuição de 40,0 % no cenário 3. Sendo assim, a incineração é aparentemente uma boa opção de disposição desse material.

Como apresentado na etapa de caracterização, a DQO remanescente no efluente tratado foi predominante apenas em EuA. No entanto, essa categoria de ponto médio não é direcionada a nenhuma categoria de danos. Sendo assim, a redução considerável na DQO de entrada nos cenários com EC em comparação com o tratamento convencional, devido as suas respectivas eficiências, não são refletidas no indicador único. Portanto, deve-se manter cautela no apontamento do cenário de menor impacto ambiental sem a consideração desse parâmetro. De maneira parcialmente semelhante, os SST não são avaliados desde a etapa de caracterização pela falta de fatores de caracterização.

### 5.3.3 Agrupamento das etapas estudadas

Nessa etapa buscou-se descobrir a contribuição de cada etapa acima estudada pelo somatório dos indicadores únicos obtidos. As contribuições de cada etapa sobre os cenários estudados estão apresentadas na Tabela 26.

Tabela 26 - Contribuições de cada etapa sobre os cenários estudados.

<b>Etapa</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>	<b>Cenário 3</b>
Estrutural	0,73 %	87,15%	57,33 %
Operacional	99,27 %	12,85%	42,67 %
Total (mPt)	16,82	405,32	62,47

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Ao analisar a tabela acima, observou-se um predomínio da etapa operacional em relação à estrutural no cenário 1 como resultado do consumo elétrico dos aeradores presentes na lagoa aeróbia. Nos cenários 2 e 3 foram observadas predominâncias da etapa estrutural devido a produção dos metais utilizados como eletrodos. Boa parte dos impactos associados a produção do metal no cenário 2 foram decorrentes do consumo elétrico utilizado em sua fabricação. No cenário 3 houve um equilíbrio entre os impactos ambientais de cada etapa, sendo que os relacionados a extração do minério de ferro e produção do ferro gusa obtiveram um discreto destaque, apesar de apresentar consumos elétricos mais discretos em relação à produção do alumínio. Diante disso, considera-se a geração e distribuição de energia elétrica como principal responsável pelos impactos ambientais nos cenários elencados devido a depleção de recursos fósseis e geração de gases de efeito estufa (COROMINAS et al., 2013).

Os impactos ambientais de diferentes tecnologias de tratamento biológico de efluentes foram também associados a produção de energia elétrica em cada etapa operacional (GALLEGO et al., 2008). De modo geral, estudos de ACV apontam a etapa operacional como de maior impacto ambiental potencial em estações de tratamento de efluentes. Garfi et al. (2017) determinaram impactos entre 3,0 a 15,0 % na etapa estrutural quando comparado diferentes tratamentos de efluentes com lodos ativados e *wetlands*. Machado et al. (2006) apresentaram valores inferiores a 20,0 % tratando-se de uma planta de lodos ativados semelhante a lagoa aeróbia.

Gikas e Tsihrintzis (2014) realizaram uma ACV das etapas estrutural e operacional de lagoas de estabilização utilizando cenários associados ao revestimento das lagoas biológicas. Observou-se um desempenho ambiental intermediário na seleção de PEAD, onde a opção por uma camada de argila foi a que trouxe o maior benefício ambiental. Nesse estudo, a etapa estrutural foi a responsável pela maioria dos impactos ambientais que variaram entre 82,0 e 92,0 % do impacto total. Esse resultado difere-se do obtido nesse capítulo devido a pouca quantidade de energia utilizada para operação do sistema. Nesse caso, não houve aeradores ou

bombas de movimentação do efluente de uma para outra lagoa em que a movimentação foi realizada por gravidade.

Hernandez-Padilla et al. (2017) avaliaram os impactos ambientais nos tratamentos de efluentes em sistemas de aeração prolongada de lagoas, observando que a eletricidade contribuiu com 95,0 % do potencial impacto ambiental associada à Mudança climática. Esse impacto está relacionado as emissões de metano e dióxido de carbono a partir da produção do concreto utilizado. Garfi et al. (2017) realizaram uma comparação da ACV em tratamentos com lodos ativados, *wetlands* e sistemas de lagoas de alta taxa. Eles relataram que a opção por lodos ativados é a melhor escolha devido aos baixos custos de energia elétrica e reagentes químicos para operação. Apesar disso, Corominas et al. (2013) contrapõe esse relato, onde tecnologias convencionais de tratamento de efluentes por meio de lodos ativados com tanques de sedimentação são caras e consomem grandes quantidades de energia em sua operação.

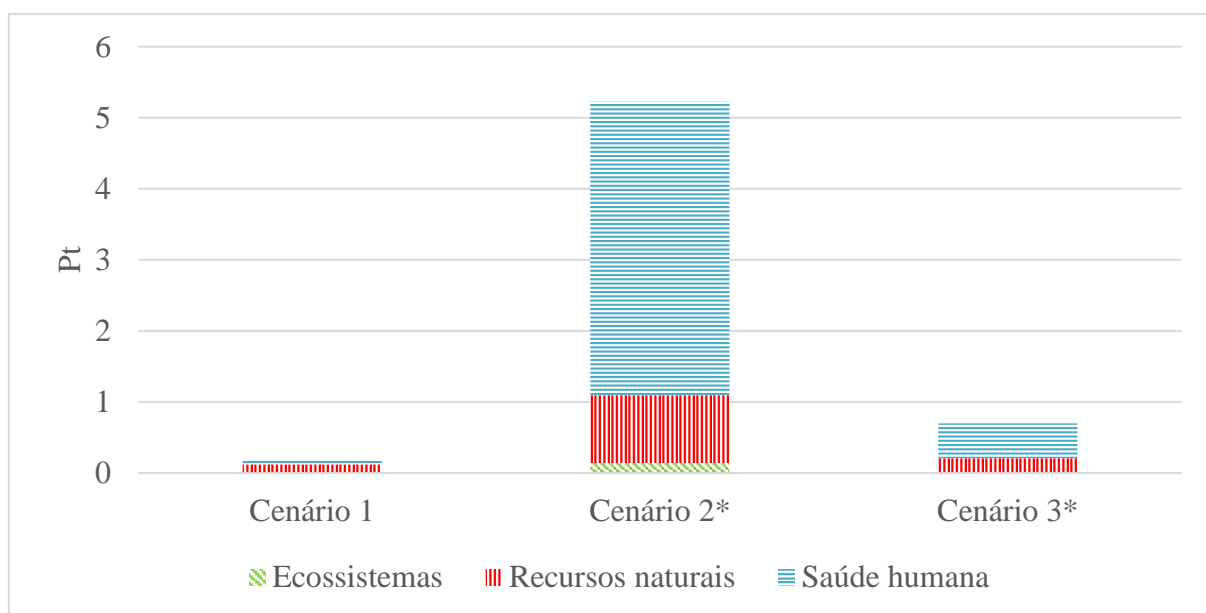
Nessa abordagem, o tratamento convencional mostrou-se como opção de menor impacto ambiental em ambas as etapas analisadas. Na parte estrutural, a produção dos eletrodos, com enfoque no consumo elétrico para isso no cenário 2, foi o principal responsável pelas diferenças encontradas sobre o impacto ambiental em comparação com o cenário 1. Ainda, a curta vida útil desses metais evidenciou os resultados. Tratando-se da parte operacional, o consumo elétrico foi predominante nos resultados do indicador único para cada cenário. No entanto, a ausência de EuA em Qualidade ecossistêmica faz com que os resultados obtidos sejam contestáveis, haja vista a considerável diferença na eficiência dos tratamentos em relação ao poluente DQO.

#### **5.3.4 Análise de sensibilidade**

O método alternativo de AICV ReCiPe *endpoint* (*E*) foi utilizado para análise de sensibilidade com o objetivo de verificar discrepâncias em relação aos resultados obtidos pelo método base nas etapas estrutural (Figura 23) e operacional (Figura 24).



Figura 23 - Indicador único da etapa estrutural utilizando o método ReCiPe endpoint (E).



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

\* Valores divididos por 100 para adequar-se à escala gráfica.

Os resultados foram similares aos obtidos no estudo base com relação aos cenários de menor e maior dano ambiental. Destaca-se ainda que no uso do método ReCiPe *endpoint* (E) foram considerados fatores de ponderação diferentes para cada categoria de danos. Isso afeta na proporção dos resultados para cada categoria de danos sobre o indicador único, visto que no método base, os fatores de ponderação mantiveram-se iguais. Como discutido no *Capítulo 3*, Mudança climática não é uma categoria em ponto final para o método alternativo. Ela é considerada uma categoria em ponto médio de impacto, a qual contribui, de forma não igualitária, para as categorias de danos Ecosistemas e Recursos naturais.

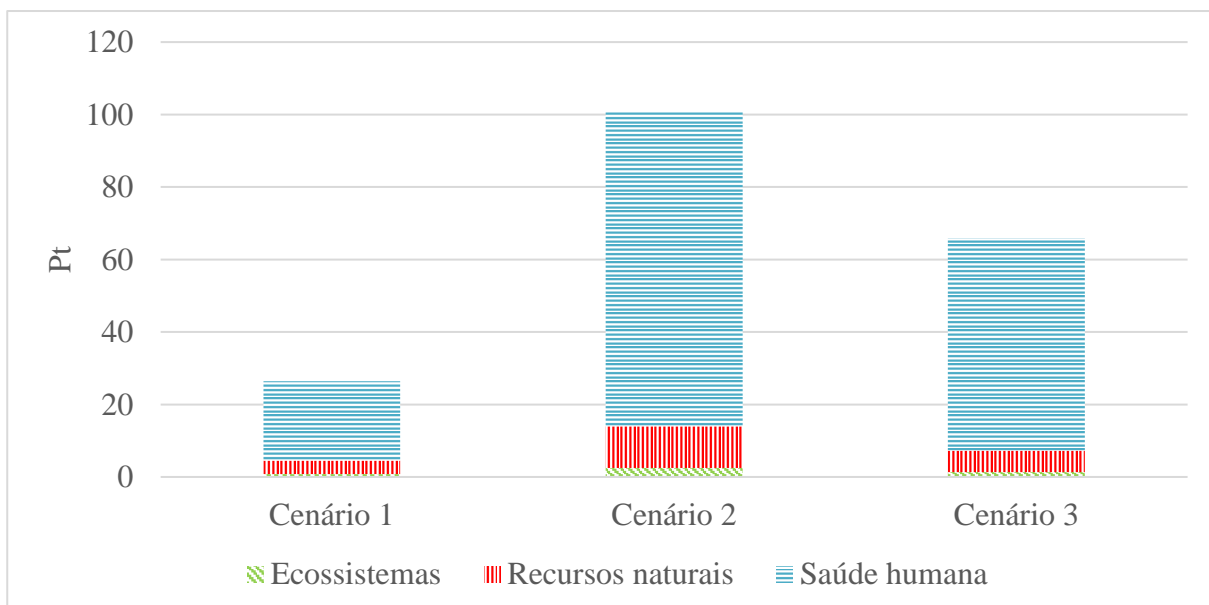
Ecosistemas apresentou contribuição intermediária no indicador único do cenário 2. Esse resultado esteve associado de maneira predominante pela geração e distribuição de energia utilizada para a produção do alumínio. Sobre o cenário 3, 62,40 % do dano ambiental foi decorrente dos processos utilizados na produção do ferro metálico. Já no tratamento convencional, destacou-se a produção do PEAD, com praticamente a totalidade do seu respectivo dano ambiental decorrente das emissões de dióxido de carbono. Em comparação com o método base, a categoria de danos mais próxima à discutida seria Qualidade ecossistêmica, que também teve como processos unitários predominantes, para o valor obtido no indicador único, a geração e distribuição de energia para produção dos metais da EC e a manta de PEAD no tratamento convencional.

A categoria de danos Recursos naturais foi a de maior contribuição para o cenário 1. A produção da manta de PEAD contribuiu para quase a totalidade do impacto gerado. Apesar disso, o valor obtido para o indicador único nesse cenário foi consideravelmente menor em relação aos demais. De modo análogo à Ecossistemas, os processos unitários de maior contribuição nos tratamentos de EC elencados mantiveram-se os mesmos. Em comparação com o método base, esse apresenta a categoria de mesmo nome, no entanto com apenas uma categoria em ponto médio selecionada (ExM).

A categoria Saúde humana representou mais da metade dos resultados obtidos para o indicador único nos cenários envolvendo EC. Para ambos, a produção dos metais foi o principal responsável. Em valores absolutos, o cenário 2 teve um dano ambiental de 413,0 Pt, enquanto que para o cenário 3 foi de 49,4 Pt. Essa diferença abrupta foi devida principalmente ao elevado consumo elétrico utilizado na produção do alumínio, com uma participação superior a 66,0 %. No cenário 1, a emissão de dióxido de carbono representou mais de 69,0 % do valor obtido para essa categoria. Em comparação com o método base, não houve categorias de impacto em ponto médio selecionadas.

Na etapa operacional, os resultados obtidos para o método alternativo foram semelhantes ao método base sobre os cenários de maior e menor dano para o indicador único, conforme Figura 24.

Figura 24 - Indicador único da etapa operacional utilizando o método ReCiPe endpoint (E).



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

De modo unânime, observa-se a prevalência de Saúde humana e a menor participação de Ecossistemas nos cenários estudados. Como os processos unitários eram exatamente os mesmos entre os cenários, a única variação estava relacionada com a quantidade necessária em cada um para o cumprimento da UF definida.

Em todas as categorias de danos e cenários elencados, o processo unitário alusivo à geração e distribuição de energia elétrica para a operação do processo foi o predominante, com exceção em Saúde humana no cenário 3. Nesse caso, o processo de maior impacto foi o tratamento do lodo gerado pela EC, apresentando 51,0 % de contribuição para essa categoria, sendo que a energia utilizada para o tratamento foi responsável pelo restante do impacto. Isso ocorreu principalmente devido ao menor consumo elétrico em conjunto com a maior produção de lodo dentre os cenários que utilizam a EC. Destaca-se ainda que devido à matriz elétrica escolhida (Brasil), para cada categoria de danos, houve a predominância de uma determinada fonte de energia para os impactos obtidos. Em Ecossistemas, a geração através da queima de biomassa foi a mais impactante, enquanto que para Recursos naturais e Saúde humana, as fontes de energia mais prejudiciais foram a base de óleo e carvão, respectivamente.

Ao realizar a somatória do indicador único nas etapas estrutural e operacional, percebe-se que o cenário 1 foi o menos danoso ambientalmente (26,6 Pt). Já o cenário 2 apresentou o pior desempenho ambiental (623,0 Pt) enquanto que o cenário 3 mostrou-se a opção intermediária (136 Pt).

Fazendo uma comparação com o método base, os cenários apresentaram a mesma ordem de classificação de desempenho ambiental. O tratamento convencional em ambos os métodos de AICV utilizados, apresentou uma contribuição menor que 5,0 % ao comparar com o cenário de maior impacto, o que indica uma certa semelhança entre os fatores de caracterização desses métodos. No cenário 3, realizando a mesma comparação, observou-se uma diferença menos acintosa do método alternativo sobre o método base. Isso pode estar associado ao maior peso nesses fatores para a produção do ferro, haja vista que a eletricidade existe em ambos os cenários. Destaca-se ainda que apesar de o método alternativo possuir a categoria em ponto médio Eutrofização em água doce, que tem seu potencial impacto vinculado a categoria de danos Ecossistemas, a mesma não apresenta fator de caracterização para DQO remanescente. Portanto, assim como no método base, a diferença entre as eficiências na remoção desse poluente específico nos cenários estudados não foi mensurada em ponto médio, o que gera incertezas em relação ao indicador único associado a etapa operacional.

## 5.4 CONCLUSÃO

O cenário 1 foi o menos impactante comparado aos cenários 2 e 3 considerando a somatória dos indicadores únicos de cada etapa abordada nos métodos de AICV utilizados. Isso é resultado do menor impacto associado à produção da manta de PEAD e concreto associados a suas longas vidas úteis e o menor consumo elétrico na operação do tratamento.

Na etapa de caracterização para o método base, pode-se destacar os potenciais impactos ambientais dos processos de produção dos eletrodos e produção da manta de PEAD, na comparação da EC e tratamentos convencionais sobre a etapa estrutural. Houve um predomínio em todas as categorias de impacto analisadas na operação desses cenários perante a geração e distribuição de energia elétrica.

Em ambos os métodos de AICV utilizados sobre o indicador único, o cenário 2 apresentou o maior valor para o dano ambiental para a etapa estrutural, principalmente pelo consumo elétrico utilizado para produção dos eletrodos de alumínio. Já o consumo elétrico necessário para operação do tratamento fez com que o cenário 2 novamente se apresentasse como o pior desempenho ambiental na etapa operacional.

De maneira geral, o cenário 3 além de apresentar viabilidade técnica em relação a sua eficiência na remoção de contaminantes, apresentou um desempenho ambiental intermediário entre as opções analisadas. Além disso, seu desempenho ambiental poderia ser maximizado através da empregabilidade de técnicas como a inversão de polaridade, o que aumentaria a vida útil dos eletrodos, reduzindo consideravelmente os seus impactos relacionados a etapa estrutural. Mudanças de matrizes elétricas com predominância de energias renováveis e limpas também poderiam reduzir os impactos associados a etapa de operação consideravelmente, se atrelados ao encontro do ponto ótimo entre consumo elétrico e máxima eficiência na remoção dos poluentes presentes no efluente.

Salienta-se ainda que os resultados aqui obtidos se remetem apenas aos processos unitários previamente selecionados. Portanto, qualquer adição ou modificação dos mesmos poderiam acarretar em mudanças consideráveis em relação aos resultados neste estudo obtidos. Nesse caso, os resultados obtidos no indicador único não levam em consideração as respectivas eficiências na remoção de DQO e SST em consequência da falta de fatores de caracterização dos métodos de AICV empregados. Sendo assim, não se deve descartar a hipótese sobre uma inversão no cenário de melhor desempenho ambiental.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diversos estudos sobre o tratamento de efluentes industriais utilizando processos biológicos e físico-químicos têm sido estudados. O objetivo é atingir altas eficiências na remoção de poluentes e enquadrar as águas residuárias na legislação para descarte apropriado. No entanto, na maioria dos métodos desenvolvidos não têm sido abordados os impactos ambientais associados a construção e operação de cada sistema de tratamento, sendo a ACV uma ótima ferramenta para avaliação dessas questões. Diante disso, a ACV foi utilizada como um instrumento de gestão ambiental para comparar um método convencional de tratamento de efluentes com eletrocoagulação.

Em uma primeira etapa, fez-se a comparação da performance ambiental na eletrocoagulação utilizando diferentes eletrodos (alumínio e ferro) em nível laboratorial, no tratamento de um efluente da indústria de laticínios. Sobre os elementos obrigatórios de AICV, os processos unitários predominantes em relação a um potencial impacto ambiental estavam relacionados a produção dos metais utilizados como eletrodos. Na normalização e indicador único, a opção por eletrodos de alumínio mostrou-se a mais potencialmente impactante e danosa ao meio ambiente, em decorrência de sua alta dependência de energia elétrica relacionada a sua produção. A fim de mitigar os potenciais impactos obtidos, a utilização de eletrodos de origem reciclada mostrou-se positiva, em destaque para o alumínio, onde apresentou reduções consideráveis no dano ambiental encontrado.

Devido a escala dos ensaios da eletrocoagulação serem efetuados em nível laboratorial, a comparação direta com um tratamento em escala industrial não seria aceitável até mesmo para a ACV. Sendo assim, fez-se um estudo específico para tratar da questão do dimensionamento para a escala industrial. Os resultados obtidos dessa etapa mostraram-se positivos em relação a uma viabilidade estrutural e operacional para o tratamento do efluente da indústria de laticínios. No entanto, a falta de estudos com informações detalhadas sobre os custos estruturais e operacionais impossibilitou a verificação da competitividade do tratamento em questão. Apesar disso, conclui-se que a opção por eletrodos de ferro obteve o maior benefício custo em relação ao alumínio.

Por meio desses resultados, foi possível comparar a eletrocoagulação em escala industrial com o tratamento convencional da indústria de laticínios. Essa comparação foi realizada analisando as etapas estrutural e operacional separadamente. Pelos resultados dessas etapas, pode-se inferir que a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio e ferro foram mais potencialmente impactantes ao meio ambiente quando comparados ao tratamento convencional.

No entanto, o resultado da etapa operacional é questionável pela não consideração da eficiência na remoção dos poluentes DQO e SST no indicador único. Sendo assim, a afirmação sobre o cenário de melhor desempenho ambiental pode ser equivocada.

Visando a maximização dos desempenhos ambientais dos cenários envolvendo a EC, a aplicação de eletrodos reciclados e inversão de polaridade são mudanças factíveis de serem realizadas. Ainda, modificações operacionais também podem ser benéficas, fazendo com que seja possível encontrar melhores desempenhos na eficiência de remoção de poluentes, menores custos de operação e redução de impactos ambientais no uso da eletrocoagulação em comparação com o tratamento convencional.

Por fim, salienta-se que os resultados obtidos são variáveis para qualquer alteração no ICV e métodos de AICV utilizados, como verificado nesse estudo. Além disso, faz-se necessária a produção de estudos com inventários mais completos e robustos para complementação e afirmação dos resultados obtidos nessa dissertação.

## REFERÊNCIAS

ABDELGADIR, A. et al. Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors. **BioMed Research International**, v. 2014, n. 1, p. 1-10, jan. 2014.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 1. ed. Brasília: ANEEL, 2002. 153 p. Disponível em: <[www.aneel.gov.br/arquivos/pdf/livro\\_atlas.pdf](http://www.aneel.gov.br/arquivos/pdf/livro_atlas.pdf)>. Acesso em: 13 maio 2018.

\_\_\_\_\_. **Matriz de energia elétrica**. 2018. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>>. Acesso em: 15 maio 2018.

AL HAWARI, A. et al. A life cycle assessment (LCA) of aluminum production process. **International Journal of Environmental and Ecological Engineering**, v. 8, n. 4, p. 704-710, abr. 2014.

ALVARENGA, R. P. **Subsídios para avaliação do ciclo de vida de modo simplificada da produção agrícola do milho, por meio de um estudo de caso**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Bauru, 2012.

ANDRADE, L. H. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nano filtração visando o reuso**. 2011. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

ANDREOTTOLA, G. et al. Dairy wastewater treatment in a moving bed biofilm reactor. **Water Science & Technology**, v. 45, n. 12, p. 321-328, jan. 2002.

ANGLADA, Á.; URTIAGA, A.; ORIZ, I. Contributions of electrochemical oxidation to waste-water treatment: fundamentals and review of applications. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 84, n. 12, p. 1747-1755, maio 2009.

AQUINO NETO, S. et al. Tratamento de resíduos de corante por eletrofloculação: um experimento para cursos de graduação em química. **Química Nova**, v. 34, n. 8, p. 1468–1471, maio 2011. Disponível em: <[http://quimicanova.sbq.org.br/imagebank/pdf/Vol34No8\\_1468\\_29-ED10707.pdf](http://quimicanova.sbq.org.br/imagebank/pdf/Vol34No8_1468_29-ED10707.pdf)>. Acesso em: 12 jun. 2018.

ARSLAN-ALATON, I.; KABDASH, I.; SAHIN, Y. Effect of operating parameters on the electrocoagulation of simulated acid dyebath effluent. **The Open Environmental & Biological Monitoring Journal**, v. 6, n.1, p. 1-7, mar. 2008.

ARSLAN-ALATON, I.; TURKOGLU, G. Treatability of a simulated spent disperse dyebath by chemical and electrochemical processes. **Environmental Engineering Science**, v. 25, n. 3, p. 295-307, mar. 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO (ABIA). **Faturamento 2016**. São Paulo: ABIA, 2016. 1 p. Disponível em: <<https://www.abia.org.br/vsn/anexos/faturamento2016.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos do Brasil 2016**. São Paulo: ABRELPE, 2016. 60 p. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016.pdf>>. Acesso em: 08 jun. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT ISO 10004: Resíduos sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p. Disponível em: <<http://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=302837>>. Acesso em: 26 mar. 2018.

\_\_\_\_\_. **ABNT NBR 6118: Projeto de estruturas de concreto – Procedimento**. Rio de Janeiro: ABNT, 2014. 238 p. Disponível em: <<http://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=317027>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

\_\_\_\_\_. **ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida - Princípios e Estrutura (Versão corrigida: 2014)**. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a. 21 p. Disponível em: <<http://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=316462>>. Acesso em: 27 mar. 2018.

\_\_\_\_\_. **ABNT NBR ISO 14044: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações**. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b. 46 p. Disponível em: <<http://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=316461>>. Acesso em: 27 mar. 2018.

ASSOCIATION OF PLASTICS MANUFACTURERS (PLASTICSEUROPE). **Eco-profiles of the european plastics industry: high density polyethylene (HDPE)**. Brussels: PlasticsEurope, 2005. 19 p. Disponível em: <[http://www.inference.org.uk/sustainable/LCA/elcd/external\\_docs/hdpe\\_311147f2-fabd-11da-974d-0800200c9a66.pdf](http://www.inference.org.uk/sustainable/LCA/elcd/external_docs/hdpe_311147f2-fabd-11da-974d-0800200c9a66.pdf)>. Acesso em: 04 jun. 2018.



AZBAR, N. et al. Continuous fermentative hydrogen production from cheese whey wastewater under thermophilic anaerobic conditions. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 34, n. 17, p. 7441-7447, set. 2009.

BAGOTSKY, V. S. **Fundamentals of Electrochemistry**. 2 ed. New Jersey: John Wiley and Sons, 2006. 752 p.

BAI, S. et al. Life cycle assessment in wastewater treatment: influence of site-oriented normalization factors, life cycle impact assessment methods, and weighting methods. **RSC Advances**, v. 7, n. 42, p. 26335-26341, maio 2017.

BANCO CENTRAL DO BRASIL (BCB). **Calculadora do cidadão**. Disponível em:<<https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADA0/publico/exibirFormCorrecaoValores.do?method=xibirFormCorrecaoValores>>. Acesso em: 22 maio 2018.

BANDPI, A. M.; BAZARI, H. Biological treatment of dairy wastewater by sequencing batch reactor. **Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 1, n. 1, p. 65-69, jan. 2004.

BARABASZ, W. et al. Ecotoxicology of aluminium. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 11, n. 3, p. 199-203, set. 2001.

BASSALA, H. D. et al. Investigation of the efficiency of a designed electrocoagulation reactor: application for dairy effluent treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 111, n. 1, p. 122-127, out. 2017.

BAYRAMOGLU, M. et al. Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 37, n. 2, p. 117-125, jun. 2004.

BAYRAMOGLU, M. et al. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**, Gebze, v. 51, n. 3, p. 404-408, out. 2006.

BAYRAMOGLU, M.; EYVAZ, M.; KOBYA, M. Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation: economical evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 128, n. 2-3, p. 155-161, abr. 2007.

BAZRAFESHAN, E. et al. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. **Journal of Chemistry**, v. 1, n. 1, p. 1-8, jan. 2013.

BELHOUT, D. et al. Electrocoagulation of a raw water of Ghrib Dam (Algeria) in batch using aluminium and iron electrodes. **Desalination and Water Treatment**, v. 16, n. 1-3, p. 1-9, ago. 2012.

BENAISSA, F.; KERMET-SAID, H.; MOULAI-MOSTEFA, N. Optimization and kinetic modeling of electrocoagulation treatment of dairy wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 13, p. 5988-5994, nov. 2014.

BENAZZI, T. L. **Otimização de um sistema de eletrofloculação em fluxo contínuo para o tratamento de efluentes líquidos das indústrias de laticínios**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos) – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, 2013.

BENSADOK, K.; HANAFI, N. E.; LAPICQUE, F. Electrochemical treatment of dairy effluent using combined Al and Ti/Pt electrodes system. **Desalination**, v. 280, n. 1-3, p. 244-251, out. 2011.

BORBON, B. et al. Sequential electrochemical treatment of dairy wastewater using aluminum and DSA-type anodes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 14, p. 8573-8584, jul. 2014.

BRAHMI, K. et al. Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cádmium from synthetic and phosphate industrial wastewater. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 1, n. 1, p. 1-15, jan. 2015.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 mai. 2011, Seção 1, p. 89.

\_\_\_\_\_. Resolução Homologatória nº 2.286, de 15 de agosto de 2017. Homologa o resultado do reajuste tarifário anual, as Tarifas de Energia - TE e as Tarifas de Uso dos Sistemas de Distribuição - TUSD, referentes à Celesc Distribuição S.A - Celesc-DIS. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 21 ago. 2017. Seção 1, p. 39.

BRITZ, T. J.; VAN DER MERWE, M.; RIEDEL, K. H. J. Influence of phenol additions on the efficiency of an anaerobic hybrid digester treating landfill leachate. **Biotechnology Letters**, v. 14, n. 4, p. 323-328, abr. 1992.

BRITZ, T. J.; VAN SCHALKWYK, C.; HUNG, Y. Treatment of dairy processing wastewaters. In: WANG, L. K. et al. **Waste treatment in the food processing industry**. 1 ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 1-28.

BRIX, H. How “green” are aquaculture, constructed wetlands and conventional wastewater treatment systems? **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 45-50, nov. 1999.

BRIZMOHUN, R.; RAMJEAWON, T.; AZAPAGIC, A. Life cycle assessment of electricity generation in Mauritius. **Journal of Cleaner Production**, v. 106, n. 1, p. 565-575, nov. 2015.

BUENO, C. **Avaliação de ciclo de vida na construção civil: análise de sensibilidade**. 2014. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

BUTLER, E. et al. Electrocoagulation in wastewater treatment. **Water**, v. 3, p. 495-525, abr. 2011. Disponível em: < [www.mdpi.com/2073-4441/3/2/495/pdf](http://www.mdpi.com/2073-4441/3/2/495/pdf)>. Acesso em: 12 jun. 2018.

CAMMAROTA, M. C. et al. Enzymatic prehydrolysis and anaerobic degradation of wastewaters with high fat contents. **Biotechnology Letters**, v. 23, n. 19, p. 1591-1595, out. 2001.

CAMPOS, C. M. M. et al. Avaliação da eficiência do reator UASB no tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 6, p. 1276-1384, nov. 2004.

CAÑIZARES, P. et al. Study of the electrocoagulation process using aluminum and iron electrodes. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 46, n. 19, p. 6189-6195, ago. 2007.

CARMONA, M. et al. A simple model to predict the removal of oil suspensions from water using the electrocoagulation technique. **Chemical Engineering Science**, v. 61, n. 4, p. 1237-1246, fev. 2006.

CERQUEIRA, A. A. **Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

CHAKCHOUK, I. et al. A combined electrocoagulation-electrooxidation treatment for dairy wastewater. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 34, n. 1, p. 109-117, jan. 2017.

CHEHEBE, J. R. **Análise do Ciclo de Vida de Produtos**. 1 ed. Rio de Janeiro: Qualitymark Editora, 1998. 104 p.

CHEN, G. Electrochemical Technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11-41, jul. 2004.

CHEN, X. G. et al. Bed expansion behavior and sensitivity analysis for super-high-rate anaerobic bioreactor. **Journal of Zhejiang University**, v. 11, n. 2, p. 79-86, fev. 2010.

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P. L. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 19, n. 1-2, p. 65-76, jun. 2000.

CHOU, W. L. Removal and adsorption characteristics of polyvinyl alcohol from aqueous solutions using electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, n. 1-3, p. 842-850, maio 2010.

CLEGG, A. J. The application of life-cycle assessment to the environmental impacts in the production and use of castings. **Archives of Foundry**, v. 4, n. 13, p. 39-44, maio 2004.

COROMINAS, L. et al. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5480-5492, out. 2013.

CORTEZ, S. et al. Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 7, n. 2, p. 155-172, jun. 2008.

CRISPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação: princípios e aplicações**. 1 ed. São Carlos: RIMA editora, 2004. 96 p.

CURRAN, M. A. Life Cycle Assessment. In: JORGENSEN, S. E.; FATH, B. D. **Encyclopedia of Ecology**, 1 ed. New York: Elsevier, 2008. p. 2168-2174.

CURRAN, M. A. Life Cycle Assessment: a review of the methodology and its application to sustainability. **Current Opinion in Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 273-277, ago. 2013.

DALLAGO, R. M. et al. Eletrofloculação aplicada ao tratamento de efluente de laticínio. **Revista Perspectiva**, v. 36, n. 135, p. 101-111, set. 2012.

DANESHVAR, N.; OLADGARAGOZE, A.; DJAFARZADEH, N. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, n. 1-3, p. 116-122, fev. 2006.

DANESHVAR, N.; SORKHABI, H. A.; KASIRI, M. B. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. **Journal of Hazardous Materials**, v. 112, n. 1-2, p. 55-62, ago. 2004.

DAUFIN, G. et al. Recent and emerging applications of membrane processes in the food and dairy industry. **Food and Bioprocess Processing**, v. 79, n. 2, p. 89-102, jun. 2001.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review, **Process Biochemistry**, v. 40, n. 8, p. 2583-2595, jul. 2005.

DONKIN, J.; RUSSELL, J.M. Treatment of a milk powder/butter wastewater using the AAO activated sludge configuration. **Water Science & Technology**, v. 36, n. 10, p. 79-86, jan. 1997.

DROGUI, P. et al. Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. **Separation and Purification Technology**, v. 61, n. 3, p. 301-310, jul. 2008.

EXLEY, C.; BIRCHALL, J. D. The cellular toxicity of aluminium. **Journal of Theoretical Biology**, v. 159, n. 1, p. 83-98, nov. 1992.

FEHRENBACH, H. et al. Hemeroby as an impact category indicator for the integration of land use into life cycle (impact) assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 11, p. 1511-1527, nov. 2015.

FERREIRA, H.; LEITE, M. G. P. A life cycle assessment study of iron ore mine. **Journal of Cleaner Production**, v. 108, n. 1, p. 1081-1091, dez. 2015.

FERREIRA, L. H. **Remoção de sólidos em suspensão de efluente da indústria de papel por eletroflotação**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

FINNVEDEN, G. et al., Recent developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 1, p. 1-21, out. 2009.

FLORES-ALSINA, X. et al. Multiple-objective evaluation of wastewater treatment plant control alternatives. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 5, p. 1193-1201, maio 2010.

FOLEY, J. et al. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. **Water Research**, v. 44, n. 5, p. 1654-1666, mar. 2010.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The global dairy sector: facts**. Roma: FAO, 2016. 5 p. Disponível em: <<https://www.fil-idf.org/wp-content/uploads/2016/12/FAO-Global-Facts-1.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

FRIEDRICH, E.; PILLAY, S.; BUCKLEY, C. A. Environmental life cycle assessments for water treatment processes – A South African case study of an urban water cycle. **Water SA**, v. 35, n. 1, p. 73-84, jan, 2009.

FUNDO MONETÁRIO INTERNACIONAL (FMI). **World economic outlook database**. 2018. Disponível em: <<https://www.imf.org/external/pubs/ft/weo/2018/01/weodata/index.aspx>>. Acesso em: 18 jun. 2018.

FYFE, J.; HAGARE, D.; SIVAKUMAR, M. Dairy shed effluent treatment and recycling: Effluent characteristics and performance. **Journal of Environmental Management**, v. 180, n.1, p. 133-146, maio 2016.

GAETE-MORALES, C. et al. Assessing the environmental sustainability of electricity generation in Chile. **Science of The Total Environment**, v. 636, n. 1, p. 1155-1170, set. 2018.

GAGNON, L.; BÉLANGER, C.; UCHIYAMA, Y. Life-cycle assessment of electricity generation options: The status of research in year 2001. **Energy Policy**, v. 30, n. 14, p. 1267-1278, nov. 2002.

GALLEGO, A. et al. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 52, n. 6, p. 931-940, abr. 2008.

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, n. 1, p. 211-219, set. 2017.

GAVALA, H. N. et al. Anaerobic codigestion of agricultural industries wastewaters. **Water Science & Technology**, v. 34, n. 11, p. 67-75, dez. 1996.

GERALDINO, H. C. L. **Eletrofloculação aplicada ao tratamento de efluente da indústria de laticínio**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Itapetinga, 2014.

GERALDINO, H. C. L. et al. Efficiency and operating cost of electrocoagulation system applied to the treatment of dairy industry wastewater. **Acta Scientiarum, Technology**, v. 37, n. 3, p. 401-408, jul. 2015.

GHAHREMANI, H. et al. Treatment of dairy wastewater using an electrocoagulation process. **Advances in Environmental Biology**, v. 6, n. 7, p. 1897-1901, jun. 2012.

GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. Stabilization pond systems for wastewater treatment: facility costs and environmental footprint assessment. **Global NEST Journal**, v. 16, n. 2, p. 374-384, jan. 2014.

GOEDKOOPE, M. et al. **ReCiPe 2008**: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. The Hague: Ministerie van Volkshuisvesting, 2009. 132 p. Disponível em: <[https://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe\\_characterisation.pdf](https://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_characterisation.pdf)>. Acesso em: 18 jun. 2018.

GOEDKOOPE, M.; SPRIENSMA, R. **The Eco-indicator 99**: A damage-oriented method for life cycle impact assessment. 3 ed. Amersfoort: PRé Consultants, 2001. 87 p. Disponível em: <[https://www.pre-sustainability.com/download/EI99\\_annexe\\_v3.pdf](https://www.pre-sustainability.com/download/EI99_annexe_v3.pdf)>. Acesso em: 15 maio 2018.

GRAU, P. Low cost wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 8, p. 39-46, jan. 1996.

GU, Z. et al. Estimating dosing rates and energy consumption for electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 48, n. 1, p. 3112-3117, ago. 2009.

GUINÉE, J. B. et al. **Life Cycle Assessment**: an operational guide to the ISO standards. 1 ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. 692 p.

GUINÉE, J. B. et al. Life cycle assessment: past, present, and future. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 90-96, jan. 2011.

GUPTA, S. **Multi-objective optimization of treatment of dairy wastewater by electro-coagulation process and modelling of adsorption kinetics, adsorption isotherms**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental e Tecnologia) – Malaviya National Institute of Technology, Jaipur, 2016.

HAKIZIMANA, J. N. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, n. 1, p. 1-21, fev. 2017.

HAMDANI, A. et al. Dairy effluent characterization and treatment by coagulation decantation. **LAIT**, v. 84, n. 3, p. 317-328, maio 2004.

HARIDAS, A. et al. The buoyant filter bioreactor: a high-rate anaerobic reactor for complex wastewater—process dynamics with dairy effluente. **Water Research**, v. 39, n. 6, p. 993-1004, mar. 2005.

HERNÁNDEZ-PADILLA, F. et al. Assessing wastewater treatment in Latin America and the Caribbean: enhancing life cycle assessment interpretation by regionalization and impact assessment sensibility. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, n. 4, p. 2140-2153, jan. 2017.

HOEKSTRA, A. Y. The water footprint of animal products. In: D'SILVA, J.; WEBSTER, J. **The meat crisis: developing more sustainable production and consumption**. 1 ed. London: Earthscan, 2010. p. 22–33.

HØIBYE, L. et al. Sustainability assessment of advanced wastewater treatment technologies. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 5, p. 963-968, set. 2008.

HOLT, P. K. **Electrocoagulation: unraveling and synthesising the mechanisms behind a water treatment process**. 2002. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade de Sydney, Sydney, 2002.

HOLT, P. K. et al. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 211, n. 2-3, p. 233-248, dez. 2002.

HOLT, P.; BARTON, G.; MITCHELL, C. Electrocoagulation as a wastewater treatment. In: THE THIRD ANNUAL AUSTRALIAN ENVIRONMENTAL ENGINEERING RESEARCH EVENT, 1999, Castlemaine. **Anais eletrônicos ...** Castlemaine. Disponível



em:<[http://kremesti.com/water/chemical\\_and\\_biological\\_reference/Electrocoagulation%20PH\\_GP\\_CM\\_1999.pdf](http://kremesti.com/water/chemical_and_biological_reference/Electrocoagulation%20PH_GP_CM_1999.pdf)>. Acesso em: 14 dez. 2017.

HONDO, H. Life cycle GHG emission analysis of power generation systems: Japanese case. **Energy**, v. 30, n. 11-12, p. 2042-2056, set. 2005.

HONG, J. et al. Environmental and economic life cycle assessment of aluminum-silicon alloys production: a case study in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 24, n. 1, p. 11-19, mar. 2012.

HUMBERT, S. et al. **IMPACT 2002+: User Guide Draft for version 2.21**. 1 ed. Lausanne: EPFL, 2012, 45 p. Disponível em: <[https://www.quantis-intl.com/pdf/IMPACT2002\\_UserGuide\\_for\\_vQ2.21.pdf](https://www.quantis-intl.com/pdf/IMPACT2002_UserGuide_for_vQ2.21.pdf)>. Acesso em: 10 maio 2018.

INCE, O. Performance of a two-phase anaerobic digestion system when treating dairy wastewater. **Water Research**, v. 32, n. 9, p. 2707-2713, set. 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estatísticas Econômicas**, 2018. Disponível em: <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2013-agencia-de-noticias/releases/20166-pib-avanca-1-0-em-2017-e-fecha-ano-em-r-6-6-trilhoes.html>>. Acesso em: 18 jun. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2001: the scientific basis**. 1 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. Disponível em:<[http://pubman.mpdl.mpg.de/pubman/item/escidoc:995493/component/escidoc:995492/WG1\\_TAR-FRONT.pdf](http://pubman.mpdl.mpg.de/pubman/item/escidoc:995493/component/escidoc:995492/WG1_TAR-FRONT.pdf)>. Acesso em: 18 jun. 2018.

\_\_\_\_\_. **Climate Change 2014: mitigation of climate change**. 1 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2015. Disponível em: <[https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/WGIIIAR5\\_SPM\\_TS\\_Volume.pdf](https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/WGIIIAR5_SPM_TS_Volume.pdf)>. Acesso em: 18 jun. 2018.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). **Energy technology transitions for industry: strategies for the next industrial revolution**. 1 ed. Paris: IEA-SPT. 2009. 326 p. Disponível em:<<https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/industry2009.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2018.

\_\_\_\_\_. **Electricity information: Overview**. Disponível em: <[www.iea.org/statistics/topics/electricity/](http://www.iea.org/statistics/topics/electricity/)>. Acesso em: 8 jul. 2018.

JAGODZINSKI L. S. et al. Wood ash residue causes a mixture of growth promotion and toxicity in *Lemna minor*. **Science of the Total Environment**, v. 625, n. 1, p. 667-676, jan. 2018.

JANCZUKOWICZ, W. et al. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4199-4205, jul. 2008.

JOLLIET, O. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 6, p. 324-330, nov. 2003.

KABDAŞLI, I. et al. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. **Environmental Technology Reviews**, v. 1, n.1, p. 2-45, nov. 2012.

KALBAR, P. P.; KARMAKAR, S.; ASOLEKAR, S. R. Assessment of wastewater treatment Technologies: life cycle approach. **Water and Environment Journal**, v. 27, n.2, p. 261-268, jun. 2013.

KARADAG, D. et al. Anaerobic granular reactors for the treatment of dairy wastewater: a review. **International Journal of Dairy Technology**, v. 68, n. 4, p. 459-470, ago. 2015.

KARTHIKEYAN, V.; VENKATESH, K. R.; ARUTHELVAN, V. A correlation study on physico-chemical characteristics of dairy wastewater. **International Journal of Engineering Science and Technology**, v. 7, n. 2, p. 89-92, fev. 2015.

KOBYA, M. et al. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 190, n. 1-3, p. 201-211, abr. 2006.

KOBYA, M.; BAYRAMOGLU, M.; EYVAZ, M. Technoeconomical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections. **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, n. 2, p. 311-318, set. 2007.

KOBYA, M.; CAN, O. T.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 100, n. 1-3, p. 163-178, jun. 2003.

KUSHWAHA, J. P. et al. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. **Separation and Purification Technology**, v. 76, n. 2, p. 198-205, dez. 2010.

KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. Studies on electrochemical treatment of dairy wastewater using aluminum electrode. **Environmental and Energy Engineering**, v. 57, n. 9, p. 2589-2598, set. 2011.

LECH, S. et al. Electrocoagulation of model wastewater using aluminum electrodes. **Polish Journal of Chemical Technology**, v. 14, n. 3, p. 66-70, out. 2012.

LEME, E. J. A. **Manual prático de tratamento de águas residuárias**. 1 ed. São Carlos: EdUFSCar, 2010. 595 p.

LI, Y. et al. Life cycle assessment of a municipal wastewater treatment plant: a case study in Suzhou, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 57, n. 1, p. 221-227, out. 2013.

LOMBARD, M. et al. Differential expression of transferrin receptor in duodenal mucosa in iron overload. Evidence for a site-specific defect. In genetic hemochromatosis. **Gastroenterology**, v. 98, n. 4, p. 976-984, abr. 1990.

LOPERENA, L. et al. Isolation and selection of native microorganisms for the aerobic treatment of simulated dairy wastewaters. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 5, p. 1762-1766, mar. 2009.

LOPSIK, K. Life cycle assessment of small-scale constructed wetland and extended aeration activated sludge wastewater treatment system. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 6, p. 1295-1308, nov. 2013.

LUEDERITZ, V. et al. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 2, p. 157-171, dez. 2001.

LUTTERBECK, C. A. et al. Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. **Journal of Cleaner Production**, v. 148, n. 1, p. 527-536, abr. 2017.

LUZ, L. M. **Integração da avaliação do ciclo de vida ao processo de desenvolvimento de produto**: uma proposta de metodologia. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2017.

MACHADO, A. P. et al. Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities. **Water Science & Technology**, v. 56, n. 3, p. 15-22, jan. 2007.

MACHADO, A. P. et al. Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities: energy-saving systems versus activated sludge. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 10., 2006, Lisboa. **Anais...** Lisboa: Centro Cultural de Belém, 2006. p. 1203-1213.

MAGANHA, M. F. B. **Guia Técnico Ambiental da Indústria de Produtos Lácteos**. São Paulo: CETESB, 2006. 95 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

MARTÍNEZ-VILLAFANE, J. F. et al. Energy and electrode consumption analysis of electrocoagulation for the removal of arsenic from underground water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, n. 2-3, p. 1617-1622, dez. 2009.

MASSOUD, M. A. et al. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652-659, jan. 2009.

MATTHEWS, H. S.; HENDRICKSON, C.T.; MATTHEWS, D. H. **Life Cycle Assessment: quantitative approaches for decisions that matter**. 1 ed. 2015. 488 p. Disponível em: <<http://www.lcatextbook.com/>>. Acesso em: 18 jun. 2018.

MELCHIORS, M. et al. Treatment of wastewater from the dairy industry using electroflocculation and solid whey recovery. **Journal of Environmental Management**, v. 182, n. 1, p. 574-580, nov. 2016.

MERMA, A. G. **Eletrocoagulação aplicada a meios aquosos contendo óleo**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Materiais e Metalúrgica) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MITTERPACH, J. et al. Environmental evaluation of grey cast iron via life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 148, n. 1, p. 324-335, abr. 2017.

MOLINOS-SENANTE, M. et al. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: a composite indicator approach. **Science of The Total Environment**, v. 497-498, n. 1, p. 607-617, nov. 2014.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Electrocoagulation (EC): science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, n. 1, p. 29-41, jun. 2001.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1-3, p. 199-210, out. 2004.

MONTUELE, B. et al. A combined anaerobic-aerobic process for the co-treatment of effluents from a piggery and a cheese factory. **Journal of Agricultural Engineering Reserach**, v. 51, n. 1, p. 91-100, jan. 1992.

MUNOZ, A. H. **Depuración de aguas residuales**. 2. ed. Madrid: Colégio de Ingenieros de Caminos, Canales Y Puertos, 1992. 927 p.

NABEELA, F. et al. Effect of wood ash application on the morphological, physiological and biochemical parameters of *Brassica napus* L. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 95, n. 1, p. 15-25, out. 2015.

NADAIS, M. H. G. A. G. et al. Anaerobic treatment of milk processing wastewater. In: WANG, L. K. et al. **Handbook of environmental engineering**. 11 ed. Springer: Humana Press, 2010. p. 555-618.

NAJE, A. S. et al. A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater. **Reviews in Chemical Engineering**, v. 33, n. 3, p. 1-30, ago. 2016.

NORGATE, T. E.; JAHANSHAHI, S.; RANKIN, W. J. Assessing the environmental impact of metal production processes. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 8-9, p. 838-848, jan. 2007.

OMIL, F. et al. Anaerobic filter reactor performance for the treatment of complex dairy wastewater at industrial scale. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 4099-4108, out. 2003.

OZYONAR, F.; KARAGOZOGLU, B. Operating cost analysis and treatment of domestic wastewater by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 20, n. 1, p. 173-179, jun. 2010.

PASQUALINO, J. C. et al. LCA as a decision support tool for the environmental improvement of the operation of a municipal wastewater treatment plant. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 9, p. 3300-3307, abr. 2009.

PEREIRA, H. W. B. **Identificação das condições gerais de conservação nos reservatórios integrantes do sistema de abastecimento de água de Natal**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

POLY-FLEX. **Geomembrane Lining Systems**. 2012. Disponível em:< <http://www.polyflex.com/faq.html>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

POSAVAC, S.; DRAGICEVIC, T. L.; GREN, M. Z. The improvement of dairy wastewater treatment efficiency by the addition of bioactivator. **Mljekarstvo**, v. 60, n. 3, p. 198-206, ago. 2010.

PRÉ CONSULTANTS. **SimaPro, version 8.5.2.0**. Disponível em:< <https://simapro.com/global-partner-network/acv-brasil/>>. Acesso em: 10 jan. 2018.

RAMASAMY, E. V. et al. Feasibility studies on the treatment of dairy wastewaters with upflow anaerobic sludge blanket reactors. **Biosource Technology**, v. 93, n. 2, p. 209-212, jun. 2004.

REBITZER, G. et al. Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environmental international**, v. 30, n. 5, p. 701-720, jul. 2004.

RECIO, J. M. B. et al. **Estimate of energy consumption and CO<sub>2</sub> emission associated with the production, use and final disposal of PVC, HDPE, PP, ductile iron and concrete pipes**. Barcelona: Universitat Politècnica de Catalunya. 2005. 67 p. Disponível em:< [http://www.spending smarter.ca/assets/life\\_cycle\\_analysis.pdf](http://www.spending smarter.ca/assets/life_cycle_analysis.pdf)>. Acesso em: 04 jun. 2018.

RENZONI, R.; GERMAIN, A. Life cycle assessment of water: from the pumping station to the wastewater treatment plant. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 2, p. 118-126, mar. 2007.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução CONSEMA nº 355, de 13 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. **Diário oficial do Rio Grande do Sul**, Poder Executivo, Porto Alegre, RS, 19 de jul. 2017. Seção 1, p. 39.

RODRIGUEZ, J. et al. Techno-economical comparison of conventional hydroxide precipitation and electrocoagulation for heavy metal removal from industrial wastewater. **Metall Journal**, v. 61, n. 1, p. 24-30, mar. 2007.

ROSARIO A. et al. **Comparison of energy systems using life cycle assessment**. London: World Energy Council. 2004, 67 p. Disponível em:< [https://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2012/10/PUB\\_Comparison\\_of\\_Energy\\_Systems\\_using\\_lifecycle\\_2004\\_WEC.pdf](https://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2012/10/PUB_Comparison_of_Energy_Systems_using_lifecycle_2004_WEC.pdf)>. Acesso em: 04 jun. 2018.

ROWE, R. K.; SANGAN, H. P.; LAKE, C. B. Evaluation of na HDPE geomembrane after 14 years as a leachate lagoon liner. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 40, n. 3, p. 536-550, maio 2003.

RUSTEN, B. et al. Treatment of dairy wastewater in a novel moving-bed biofilm reactor. **Water Science & Technology**, v. 26, n. 3-4, p. 703-709, ago. 1992.

SAKAI, S.; HIRAOKA, M. Municipal solid waste incinerator residue recycling by termal processes. **Waste Management**, v. 20, n. 2-3, p. 249-258, abr. 2000.

SAMADI, F. et al. Dairy industrial wastewater treatment using (UASB) reactor. **International Journal of Scientific & Engineering Research**, v. 8, n. 9, p. 1005-1009, set. 2017.

SARKAR, B. et al. Wastewater treatment in dairy industries — possibility of reuse. **Desalination**, v. 195, n. 1-3, p. 141-152, ago. 2006.

SCHMIDT, J. H.; THRANE, M. **Life cycle assessment of aluminium production in new Alcoa smelter in Greenland**. Alcoa: Government of Greenland. 2009. 202 p. Disponível em: <https://lca-net.com/publications/show/life-cycle-assessment-aluminium-production-new-alcoa-smelter-greenland/>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

SENGIL, I. A.; OZACAR, M. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, n. 2, p. 1197-1205, set. 2006.

SHAHEEN, M. A. et al. Evaluation of bauxite of Khushab (Pakistan) as a raw material for extraction of aluminum. **Pakistan Journal of Science**, v. 62, n. 2, p. 79-83, jun. 2010.

SHAMMAS, N. K.; POUET, M. F.; GRASMICK, A. Wastewater treatment by electrocoagulation-flotation. In: WANG, L. K. et al. **Flotation technology: Handbook of environmental engineering**. 1 ed. Totowa: Humana Press, 2010. p. 199-220.

SHARMA, D. Treatment of dairy waste water by electro coagulation using aluminum electrodes and settling, filtrations studies. **International Journal of ChemTech Research**, v. 6, n. 1, p. 591-599, jan. 2014.

SILVA, A. C. F. M. **Tratamento de resíduos líquidos de laticínios em reator anaeróbio compartimentado seguido de leitos cultivados**. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (SEEG). **Emissões dos setores de energia, processos industriais e uso de produtos**, 1 ed. Pinheiros: IEMA, 2017. 95 p. Disponível em: <[seeg.eco.br/wp-content/uploads/2017/09/Relatorios-Seeq-2017-Energia-final.pdf](http://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2017/09/Relatorios-Seeq-2017-Energia-final.pdf)>. Acesso em: 12 maio 2018.

SKETCHUP. **SketchUp Pro 2018**. Disponível em: <<https://www.sketchup.com/pt-BR>>. Acesso em: 22 maio 2018.

SLAVOV, A. K. General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater – a review. **Food Technology and Biotechnology**, v. 55, n. 1, p. 14-28, mar. 2017.

SOOKNAH, R. D.; WIKIE, A. C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. **Ecological Engineering**, v. 22, n. 1, p. 27-42, fev. 2004.

STATISTA. **Major producers of cow milk worldwide in 2017, by country**. Disponível em: <<https://www.statista.com/statistics/268191/cow-milk-production-worldwide-top-producers/>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

STRYDOM, J. P. et al. Two-phase anaerobic digestion of three different dairy effluents using a hybrid bioreactor. **Water S. A.**, v. 23, n. 2, p. 151-156, abr. 1997.

TAN, R. B. H.; KHOO, H. H. An LCA study of a primary aluminum supply chain. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 6, p. 607-618, maio 2005.

TCHAMANGO, S. et al. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 4, p. 947-952, jan. 2010.

THE ALUMINUM ASSOCIATION. **The environmental footprint of semi-finished aluminum products in north américa**. Virginia: THE ALUMINUM ASSOCIATION. 2013. 124 p. Disponível em: <[http://www.aluminum.org/sites/default/files/LCA\\_Report\\_Aluminum\\_Association\\_12\\_13.pdf](http://www.aluminum.org/sites/default/files/LCA_Report_Aluminum_Association_12_13.pdf)>. Acesso em: 04 jun. 2018.

THE SHIFT PROJECT (TSP) DATA PORTAL. **World electricity production from all energy sources**. 2014. Disponível em: <<http://www.tsp-data-portal.org/Breakdown-of-Electricity-Generation-by-Energy-Source#tspQvChart>>. Acesso em: 15 maio 2018.



TICIANELLI, E. A.; GONZALES, E. R. **Eletroquímica: princípios e aplicações**. 2 ed. São Paulo: EDUSP, 2005. 224 p.

TOCCHI, C. et al. Aerobic treatment of dairy wastewater in an industrial three-reactor plant: effect of aeration regime on performances and on protozoan and bacterial communities. **Water Research**, v. 46, n. 10, p. 3334-3344, jun. 2012.

TORRIJOS, M. et al. The SBR process: an efficient and economic solution for the treatment of wastewater at small cheese making dairies in the Jura Mountains. **Water Science & Technology**, v. 43, n. 3, p. 373-380, jan. 2001.

TURCONI, R.; BOLDRIN, A.; ASRUP, T. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation Technologies: Overview, comparability and limitations. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 28, n.1, p. 555-565, dez. 2013.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Wastewater Technology Fact Sheet: Anaerobic Lagoons**. Washington: US EPA, 2002. 6 p. Disponível em: <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/alagoons.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

\_\_\_\_\_. **Wastewater Technology Fact Sheet: Sequencing Batch Reactors**. Washington: US EPA, 1999. 9 p. Disponível em: [https://www3.epa.gov/npdes/pubs/sbr\\_new.pdf](https://www3.epa.gov/npdes/pubs/sbr_new.pdf)>. Acesso em: 04 jun. 2018.

VALENTE, G. de F. S.; MENDONÇA, R. C. S.; PEREIRA, J. A. M. Eficiência da eletrocoagulação no tratamento de efluente de uma indústria de laticínios usando eletrodos de alumínio. **Revista Ciência Rural**, v. 45, n. 9, p. 1713-1719, jul. 2015.

VALENTE, G. F. S. **Avaliação de eletrocoagulação no tratamento de efluente líquido da indústria de laticínios**. 2012. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

VARANK, G.; SABUNCU, M. E. Application of central composite design approach for dairy wastewater treatment by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes: modeling and optimization. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, n. 1, p. 33-54, jul. 2014.

VASCONCELOS, Z. L. **Critérios para projetos de reservatórios paralelepípedicos elevados de concreto armado**. 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Estruturas) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

VASSILEV, S. V. et al. An overview of the composition and application of biomass ash. Part 1. Phase-mineral and chemical composition and classification. **Fuel**, v. 105, n. 1, p. 40-76, mar. 2013.

VERMA, A. K.; DASH, R. R.; BHUNIA, P. A. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. **Journal of Environmental Management**, v. 93, n. 1, p. 154-168, jan. 2012.

VERMA, S. K.; KHANDEGAR, V.; SAROHA, A. K. Removal of chromium from electroplating industry effluents using electrocoagulation. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 17, n. 2, p. 146-152, abr. 2013.

VIDAL, G. et al. Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. **Bioresource Technology**, v. 74, n. 3, 231-239, set. 2000.

VIK, E. A. et al. Electrocoagulation of potable water. **Water Research**, v.18, n. 11, p. 1355-1360, jan. 1984.

VLASOPOULOS, N. et al. Life cycle assessment of wastewater treatment technologies treating petroleum process waters. **Science of The Total Environment**, v. 367, n. 1, p. 58-70, ago. 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: SEGRAC, 1996. 238 p.

VOURCH, M. et al. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. **Desalination**, v. 219, n. 1-3, p. 190-202, jan. 2008.

WARNER, E. S.; HEATH, G. A. Life cycle greenhouse gas emissions of nuclear electricity generation. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, n. S1, p. S73-92, jan. 2012.

WEIDEMA, B. P. et al. **Overview and methodology**. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3). The ecoinvent Centre, 161 p. 2013. Disponível em: <<https://www.ecoinvent.org/support/documents-and-files/information-on-ecoinvent-3/information-on-ecoinvent-3.html>>. Acesso em: 10 mar. 2018.

WENZEL, H. et al. Weighing environmental advantages and disadvantages of advanced wastewater treatment of micropollutants using environmental life cycle assessment. **Water Science and Technology**, v. 57, n. 1, p. 27-32, jan. 2008.

WHEATLEY, A. **Anaerobic digestion: a waste treatment technology**. 1 ed. London and New York: Elsevier Applied Science, 1990. 234 p.

WILKIE, A. C. et al. Fixed-film anaerobic digestion of flushed dairy manure after primary treatment: wastewater production and characterisation, **Biosystems Engineering**, v. 89, n. 4, p. 457-471, dez. 2004.

WIMMER, A. C. S. **Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

YEGAMBARAM, M. et al. Role of environmental contaminants in the etiology of Alzheimer's Disease: a Review. **Current Alzheimer Research**, v. 12, n. 2, p. 116-146, fev. 2015.

YOUNG, C. E. Comparative costs of land treatment versus conventional wastewater treatment. In: D'ITRI, F. M.; MARTINEZ, J. A.; LÁMBARRI, M. A. **Municipal wastewater in agriculture**. New York: Academic, 1981. p. 427-461.

ZONGO, I. et al. Study of an electrocoagulation (EC) unit for the treatment of industrial effluent of Ouagadougou, Burkina Faso. **Pelagia Research Library**, v. 3, n. 1, p. 572-582, jan. 2012.