

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Faculdade de Engenharia de Bauru
Departamento de Engenharia de Produção

Vinícius Artero Sanches

**Avaliação do ciclo de vida em processo de recuperação do
elemento Índio de resíduos tecnológicos**

Bauru-SP

2024

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Faculdade de Engenharia de Bauru
Departamento de Engenharia de Produção

Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção
Linha de Pesquisa: Sustentabilidade e Sistemas Produtivos

Vinícius Artero Sanches

**Avaliação do ciclo de vida em processo de recuperação do
elemento Índio de resíduos tecnológicos**

Dissertação apresentada como requisito para
obtenção do título de Mestre em Engenharia de
Produção pela Faculdade de Engenharia de Bauru
da Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho”

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Gabbay de Souza

Bauru-SP

2024

S211a Sanches, Vinícius A.
Avaliação do ciclo de vida em processo de
recuperação do elemento Índio de resíduos
tecnológicos / Vinícius A. Sanches. -- Bauru, 2024
124 p. : il., tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual
Paulista (UNESP), Faculdade de Engenharia, Bauru
Orientador: Ricardo Gabbay de Souza

1. Ciclo de vida do produto Aspectos ambientais.
2. Reciclagem de resíduos. 3. Índio (Química). 4.
Economia circular. 5. Ecologia industrial. I. Título.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE VINICIUS ARTERO SANCHES, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 22 dias do mês de novembro do ano de 2024, às 09:00 horas, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de VINICIUS ARTERO SANCHES, intitulada **AValiação DO CICLO DE VIDA EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DO ELEMENTO ÍNDIO DE RESÍDUOS TECNOLÓGICOS**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. RICARDO GABBAY DE SOUZA (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Universidade Estadual Paulista Unesp Instituto de Ciência e Tecnologia Câmpus São José dos Campos, Professora Associada BARBARA STOLTE BEZERRA (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru/UNESP - Campus Bauru, Prof. Dr. SANDRO DONNINI MANCINI (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Universidade Estadual Paulista (Unesp) - Instituto de Ciência e Tecnologia - Câmpus Sorocaba. Após a exposição pelo mestrando e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, o discente recebeu o conceito final: APROVADO _____. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.

Prof. Dr. RICARDO GABBAY DE SOUZA

Documento assinado digitalmente
 RICARDO GABBAY DE SOUZA
Data: 14/01/2025 08:46:12-0300
Verifique em <https://validar.itb.gov.br>

“A sustentabilidade começa quando reconhecemos que a natureza não é algo separado de nós, mas sim parte do que somos. Cuidar do meio ambiente é cuidar de nós mesmos.”

Wangari Maathai.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, ao meu orientador, Prof. Dr. Ricardo Gabbay de Souza, pela dedicação, orientação cuidadosa, apoio constante e suas valiosas contribuições ao longo de todo o desenvolvimento desta pesquisa.

À Comissão Examinadora, Profa. Dra. Barbara Stolte Bezerra e Prof. Dr. Sandro Donnini Mancini, pelas análises atentas, comentários pertinentes e contribuições que enriqueceram este trabalho.

À minha esposa, Bartira Rigueti Calça, pelo amor, paciência, incentivo diário e compreensão nos momentos de ausência e dedicação aos estudos. Seu apoio foi fundamental para a conclusão desta etapa.

Aos meus pais, Silvio e Regina, pelo amor incondicional, pelos valores transmitidos e pelo apoio ao longo de toda a minha trajetória acadêmica e pessoal.

Aos meus filhos, Samuel e Estela, por serem fonte constante de alegria, motivação e inspiração.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio e fomento que possibilitaram a realização desta pesquisa.

RESUMO

O Índio foi incluído em uma lista de “matérias-primas críticas” pela Comissão Europeia e sua recuperação de fontes secundárias está ganhando, cada vez mais, atenção entre as comunidades científica e industrial. Grande parte dos painéis contendo Índio atualmente não recebem tratamento adequado e a recuperação de Índio dessa fração residual, em escala industrial, ainda é um desafio. Sua recuperação é realizada principalmente em escala laboratorial, por meio de técnicas de incineração e hidrometalurgias e poucos exemplos de soluções em plantas-piloto podem ser encontrados na literatura disponível. Os impactos ambientais associados aos processos de recuperação do Índio ainda são grandes no contexto mundial e dificultam a sua implementação para uma escala industrial. A utilização de ferramentas como Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) são essenciais para promover um processo seguro ambientalmente. No Brasil, o Projeto PIPE desenvolvido em parceria com a UFSCar propôs uma rota hidrometalúrgica para a recuperação do Índio presente em equipamentos de tela plana provenientes de resíduos eletroeletrônicos. Assim, este trabalho tem como objetivo realizar uma avaliação do ciclo de vida (ACV) do processo de reciclagem de Índio utilizando o método ReCiPe, identificando os principais impactos ambientais associados, comparando com a destinação para aterros sanitários e a extração primária do metal. Os resultados mostram que o processo de reciclagem é capaz de mitigar impactos ambientais como mudança climática (GWP100), ecotoxicidade terrestre (TETPinf) e formação de oxidante fotoquímico (POFP). Entretanto, o processo apresenta impactos que podem contribuir para um aumento no esgotamento de água (WDP) e ocupação de solo urbano (ULOP) quando comparados à extração primária de Índio e também à destinação para aterros sanitários. A escolha da metodologia também pode interferir nos impactos ambientais, onde na comparação de metodologias (ReCiPe, ILCD, CML) revelou variações nas categorias de impacto, principalmente relacionados ao esgotamento da água. A simulação de Monte Carlo confirmou a tendência de mitigação dos impactos ambientais, mas com alta variabilidade, sugerindo que a reciclagem pode não ser sempre vantajosa em todos os cenários. O estudo possui limitações que incluem a dependência de dados secundários e a incertezas nos dados primários. A subjetividade na classificação dos dados e a escolha de diferentes metodologias também introduziram incertezas na análise. Como sugestão para os estudos futuros, devem-se desenvolver metodologias específicas para a categoria de impacto no consumo de água com o objetivo de aumentar a sustentabilidade da reciclagem de Índio.

Palavras-chave: Metais reaproveitamento. Impacto Ambiental. Índio (química). Ciclo de vida do produto Aspectos ambientais. Economia circular.

ABSTRACT

Indium has been included in a list of "critical raw materials" by the European Commission, and its recovery from secondary sources is gaining increasing attention from the scientific and industrial communities. A large portion of indium-containing panels currently do not receive adequate treatment, and the recovery of indium from this residual fraction, on an industrial scale, remains a challenge. Its recovery is mainly carried out at the laboratory scale, through incineration and hydrometallurgical techniques, and few examples of pilot plant solutions can be found in the available literature. The environmental impacts associated with indium recovery processes are still significant globally, hindering its implementation on an industrial scale. The use of tools such as Life Cycle Assessment (LCA) is essential to promote an environmentally safe process. In Brazil, the PIPE Project, developed in partnership with UFSCar, proposed a hydrometallurgical route for the recovery of indium present in flat-screen equipment derived from electronic waste. Therefore, this study aims to perform a life cycle assessment (LCA) of the indium recycling process using the ReCiPe method, identifying the main associated environmental impacts and comparing it with landfill disposal and primary metal extraction. The results show that the recycling process can mitigate environmental impacts such as climate change (GWP100), terrestrial ecotoxicity (TETPinf), and photochemical oxidant formation (POFP). However, the process presents impacts that may contribute to an increase in water depletion (WDP) and urban land occupation (ULOP) when compared to the primary extraction of indium and landfill disposal. The choice of methodology can also affect environmental impacts, as the comparison of methodologies (ReCiPe, ILCD, CML) revealed variations in impact categories, particularly related to water depletion. The Monte Carlo simulation confirmed the trend of mitigating environmental impacts but with high variability, suggesting that recycling may not always be advantageous in all scenarios. The study has limitations, including dependence on secondary data and uncertainties in primary data. The subjectivity in data classification and the choice of different methodologies also introduced uncertainties in the analysis. As a suggestion for future studies, specific methodologies should be developed for the impact category of water consumption to increase the sustainability of indium recycling.

Keywords: Recycling. Environmental impact. Indium. Life cycle assessment. Circular economy.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processo de reciclagem de Índio PIPE-Fapesp.	23
Figura 2 – Fluxograma de inventário do ciclo de vida.	25
Figura 3 – Esquema de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV).	27
Figura 4 – Fluxograma da revisão sistemática da literatura.	31
Figura 5 – Limites do Sistema dos estudos de ACV de Reciclagem de Índio.	33
Figura 6 – Fluxograma do processo e Limites do Sistema.	40
Figura 7 – Limites do sistema para o cenário Aterro Sanitário.	69

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria alterações climáticas (GWP100).....	53
Gráfico 2 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria esgotamento fóssil (FDP).....	54
Gráfico 3 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ecotoxicidade de água doce (FETPinf).....	55
Gráfico 4 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria eutrofização de água doce (FETPinf).....	56
Gráfico 5 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria toxicidade humana (HTPinf).....	56
Gráfico 6 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ecotoxicidade marinha (METPinf).....	57
Gráfico 7 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria esgotamento de metal (MDP).....	58
Gráfico 8 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria transformação natural da terra (NLTP).....	59
Gráfico 9 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria destruição da camada de ozônio (ODPinf).....	60
Gráfico 10 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria formação de material particulado (PMFP).....	60
Gráfico 11 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria formação de oxidante fotoquímico (POFP).....	61
Gráfico 12 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria acidificação terrestre (TAP100).....	62
Gráfico 13 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ecotoxicidade terrestre (TETPinf).....	63
Gráfico 14 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ocupação de terras agrícolas (ALOP).....	64
Gráfico 15 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ocupação de solo urbano (ULOP).....	65
Gráfico 16 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria esgotamento de água (WDP).....	66

Gráfico 17 – Resultado da Normalização dos impactos.....	67
Gráfico 18 – Resultado comparativo entre cenários para categoria de mudanças climáticas.....	71
Gráfico 19 – Resultado comparativo entre cenários para formação de oxidante fotoquímico.....	72
Gráfico 20 – Resultado comparativo entre cenários para categoria de ecotoxicidade terrestre.....	74
Gráfico 21 – Resultado comparativo entre cenários para categoria esgotamento de água.....	75
Gráfico 22 – Resultado comparativo entre cenários para categoria ocupação de solo urbano.....	76
Gráfico 23 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe (aquecimento global).....	86
Gráfico 24 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe. (Esgotamento hídrico).....	88
Gráfico 25 – Histograma de distribuição de frequência do método ILCD (Recursos – Água).....	89
Gráfico 26 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe (Ocupação do solo urbano).....	90
Gráfico 27 – Histograma de distribuição de frequência do método ILCD (ocupação do solo urbano).....	92
Gráfico 28 – Histograma de distribuição de frequência do método CML (Ocupação do solo urbano).....	92
Gráfico 29 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe (Ecotoxicidade terrestre).....	93
Gráfico 30 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe (Formação de oxidantes fotoquímicos).....	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência.....	35
Tabela 2 – Parâmetros do efluente inicial e após o tratamento.	39
Tabela 3 – Fontes e tipos de dados para o ICV.	41
Tabela 4 – Cenários de Estudo.....	43
Tabela 5 – Pontuações dos critérios de qualidade da Matriz Pedigree.....	47
Tabela 6 – Valores de incerteza utilizados para o cálculo na Matriz Pedigree.....	48
Tabela 7 – Resultados dos impactos ambientais utilizando a metodologia ReCiPe.....	52
Tabela 8 – Resultado das categorias de impacto normalizados.	68
Tabela 9 – Resultado comparativo entre diferentes cenários.	70
Tabela 10 – Unidades de medida dos diferentes métodos.	78
Tabela 11 – Fatores de conversão das unidades de medida.....	79
Tabela 12 – Resultados dos fatores de conversão para uma unidade única.....	80
Tabela 13 – Principais fontes para esgotamento de água no método ReCiPe.	82
Tabela 14 – Principais fontes de categoria de impacto de recursos para o método.....	83
Tabela 15 – Dados estatísticos de diferentes metodologias.	91

Sumário

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	11
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	14
2.1 Elemento Índio em REEE.....	14
2.2 Processo de Recuperação de Índio em REEE.....	17
2.2.1 <i>Tecnologias recentes para recuperação do Índio.....</i>	<i>18</i>
2.2.1.1 Pré-processamento de LCD.....	19
2.2.1.2 Processo de trituração dos painéis.....	19
2.2.1.3 Recuperação do Índio via tratamento químico.....	20
2.2.1.4 Separação do Índio.....	21
2.2.1.5 Recuperação do Índio via tratamento térmico.....	22
2.2.2 <i>Projeto PIPE-FAPESP.....</i>	<i>22</i>
2.2.3 <i>Avaliação do ciclo de vida.....</i>	<i>23</i>
2.2.3.1 <i>Definição de objetivo e escopo.....</i>	<i>24</i>
2.2.3.2 <i>Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV).....</i>	<i>25</i>
2.2.3.3 <i>Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV).....</i>	<i>26</i>
2.2.4 <i>Avaliação do Ciclo de Vida nos Processos de Reciclagem de Índio.....</i>	<i>29</i>
3.0 METODOLOGIA DE PESQUISA.....	31
3.1 Revisão Sistemática da Literatura.....	31
3.1.1 Unidade Funcional e fluxo de referência.....	32
3.1.2 Limites do sistema.....	32
3.1.3 Reporte e Avaliação dos Impactos (AICV)	33
3.2 Definição de Objetivos e Escopo do Estudo de ACV.....	35
3.3 Limites do Sistema.....	36
3.4 Inventário do ciclo de vida (ICV)	41
3.4.1 Cenários propostos para avaliação dos impactos.....	42
3.5 Avaliação do impacto do ciclo de vida	44
3.6 Análise de sensibilidade.....	45
3.7 Análise semiquantitativa de dados (Matriz Pedigree)	46
3.8 Análise probabilística de dados (Monte Carlo).....	49
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51

4.1 Avaliação do impacto ambiental associados ao processo de Reciclagem.	51
4.2 Avaliação dos impactos mitigados	53
4.2.1 Mudanças Climáticas (GWP100)	53
4.2.2 Esgotamento fóssil (FDP).....	54
4.2.3 Ecotoxicidade de água doce (FETPinf)	54
4.2.4 Eutrofização de água doce (FEP)	55
4.2.5 Toxicidade humana (HTPinf)	56
4.2.6 Ecotoxicidade marinha (METPinf).....	57
4.2.7 Esgotamento de metal (MDP)	58
4.2.8 Transformação natural da terra (NLTP)	59
4.2.9 Destruição da camada de ozônio (ODPinf)	59
4.2.10 Formação de material particulado (PMFP).....	60
4.2.11 Formação de oxidante fotoquímico (POFP)	61
4.2.12 Acidificação terrestre (TAP100)	61
4.2.13 Ecotoxicidade terrestre (TETPinf)	62
4.3 Avaliação dos impactos não mitigados.....	63
4.3.1 Ocupação de terras agrícolas (ALOP).....	63
4.3.2 Ocupação do solo urbano (ULOP)	64
4.3.3 Esgotamento de água (WDP).....	65
4.4 Normalização dos impactos ambientais	66
4.5 Comparação de cenários – Impactos da Reciclagem X Destinação Aterro Sanitário	68
4.5.1 Categoria de mudanças climáticas.....	71
4.5.2 Categoria de formação de oxidante fotoquímico	72
4.5.3 Ecotoxicidade terrestre.....	73
4.5.4 Esgotamento de água	75
4.5.5 Ocupação de solo urbano	76
4.6 Análise de sensibilidade.....	77
4.7 Resultado da análise de semiquantitativa de dados (Matriz Pedigree)	84
4.8 Resultado da análise probabilística dos resultados (Monte Carlo)	86
4.8.1 Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial aquecimento global	86
4.8.2 Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial esgotamento hídrico	88

4.8.3 <i>Análise de incerteza para a categoria de impacto ocupação do solo urbano..</i>	90
4.8.4 <i>Análise de incerteza para a categoria de impacto ecotoxicidade terrestre.....</i>	93
4.8.5 <i>Análise de incerteza para a categoria de impacto de formação de oxidantes fotoquímicos</i>	94

CONCLUSÃO	97
BIBLIOGRAFIA	102
APÊNDICE A – TABELA DE INCERTEZAS DA MATRIZ PEDIGREE	107
APÊNDICE B – CÁLCULO DE CORREÇÃO DO PH	109
APÊNDICE C – FICHAMENTO DE PESQUISA	110
APÊNDICE D – PROGRAMA OPENLCA	116

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A Comissão Europeia identificou critérios para classificar as matérias-primas críticas e elaborou um documento onde foram evidenciadas vinte delas. De acordo com as orientações, o Índio foi listado com base no seu elevado risco de abastecimento e na sua relevante importância econômica (EC, 2014). No Brasil, a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) atribui que fabricantes, distribuidores, importadores e comerciantes passem a compartilhar as responsabilidades sobre o ciclo de vida do produto, com foco na redução dos resíduos e de seus impactos à saúde voltado também para Resíduos Eletro Eletrônicos (REEE).

A relevância do Índio está relacionada com a fabricação de equipamentos elétricos e eletrônicos (EEE): em particular, cerca de 84% do consumo mundial deve-se à produção de dispositivos eletrônicos de telas planas (ZHANG, 2015). Este metal está contido, com uma porcentagem de 90%, em um filme fino de óxido de índio estanho (ITO), com as características de um eletrodo transparente (ZHANG, 2015).

As tecnologias de exibição evoluíram rapidamente oferecendo maior resolução e menor consumo de energia. Isto impulsionou o crescimento do mercado de painéis de visualização. À medida que as tecnologias de visualização avançam, a procura de índio pode aumentar ou mudar. Com o número crescente de LCDs em fim de vida útil em função da substituição de tecnologias, há potencial para reciclar o índio desses monitores. O estudo de WANG, de 2015, estimou o rendimento potencial de índio reciclado a partir de LCDs residuais na China de 2015 a 2030 (WANG, H. *et al.*, 2015). Outro ponto importante está na segurança de abastecimento das cadeias de fornecimento do material, a China domina a produção de índio, respondendo por 40% do abastecimento global. Esta concentração de oferta apresenta riscos, e uma avaliação de segurança da cadeia industrial de índio da China considerou o risco de oferta, o impacto ambiental e a vulnerabilidade da oferta (LIN, JING *et al.*, 2024). Interrupções na produção televisiva ou mudanças nas políticas da China poderão ter impacto no fornecimento global de índio.

O índio também é utilizado em semicondutores, soldas e ligas e em células solares fotovoltaicas, mas a indústria de telas é a aplicação dominante. No contexto de placas fotovoltaicas, espera-se que os avanços na tecnologia de painéis solares, particularmente em células solares de seleneto de cobre, índio e gálio (CIGS), tenham um impacto significativo na procura de índio nos próximos anos sendo um impulsionador para

renovação de matrizes energéticas. As células solares CIGS são compostas por uma película fina feita de uma combinação de cobre, índio, gálio e selênio. As propriedades únicas destes materiais permitem alta eficiência na conversão da luz solar em eletricidade. No entanto, a dependência do índio e do gálio, ambos classificados como matérias-primas críticas devido à sua disponibilidade limitada e importância econômica, levanta preocupações relativas à sustentabilidade da tecnologia CIGS (LI, XIANG *et al.*, 2023).

Geralmente, o Índio é coextraído de minerais como o zinco, onde está presente com concentrações variáveis de 1 e 100 ppm. A baixa concentração de Índio no minério justifica o interesse por LCDs em fim de vida, que apresenta um teor de Índio na faixa de 100-200 ppm. Além do teor relativamente alto de Índio, os LCDs tem uma curta vida útil média, em torno de 3-8 anos, o que causa um aumento significativo de resíduos de LCD. Atualmente, diferentes processos para a recuperação de Índio foram desenvolvidos, incluindo técnicas como reação de pirólise (WANG, 2013; ZHANG, 2015), lixiviação ácida seguida de extração, decapagem com solvente (RUAN, 2012; VIROLAINEN, 2011; YANG, 2013; ZHANG, 2015) e cementação (LEE, 2013; ZHANG, 2015). No Brasil, poucos estudos propuseram ainda uma rota hidrometalúrgica para a recuperação do elemento químico Índio presente em *displays* LCD provenientes de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos. A avaliação do ciclo de vida tem sido amplamente utilizada na análise da reciclagem de REEE, contribuindo tanto para o entendimento dos impactos ambientais no processo de destinação de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos quanto para os processos de reutilização ou reciclagem (LAURENT, 2013).

Assim, este estudo busca: (a) Verificar os principais impactos ambientais do processo de recuperação de Índio através da ferramenta de avaliação do ciclo de vida (LCA), mais especificamente pelo método de ReCiPe 2016; (b) Verificar as etapas que apresentam altos impactos ambientais e propor estratégias para mitigação; (c) Comparar os impactos ambientais com o processo de extração primário do Índio, identificando as etapas de maior impacto ambiental e; (d) Comparar os impactos ambientais com outros processos de destinação das telas de LCD (exemplos: destinação para aterros sanitários).

O estudo apresenta, inicialmente, uma breve contextualização e revisão dos principais conceitos de resíduos eletroeletrônicos (seção 2.1), reciclagem de Índio e processos de reciclagem e processo de reciclagem proposto (seção 2.2.1 e 2.2.2). Em seguida, é abordada a avaliação do ciclo de vida dos processos de reciclagem de Índio (seção 2.2.3 e 2.2.4), realizada por meio de uma revisão sistemática da literatura. Nas seções seguintes, é apresentado a metodologia aplicada (seção 3), os resultados de

pesquisa correlacionando os dois temas (Avaliação do Ciclo de Vida e Reciclagem de REEE, na seção 4), as conclusões e observações finais, com implicações práticas, limitações e agenda de pesquisa futura (seção 5).

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Esta seção aborda a literatura existente sobre o metal Índio, seus processos de reciclagem de materiais tecnológicos e a avaliação do ciclo de vida (ACV) destes processos.

2.1 Elemento Índio em REEE

Uma das classes de resíduos que mais cresce mundialmente é a dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos. Esses resíduos são constituídos por equipamentos elétricos e eletrônicos (EEE) descartados sem a intenção de reuso (FORTI, 2020). A quantidade de REEE gerada em 2019 no planeta foi cerca de 53,6 milhões de toneladas (Mt), das quais no Brasil foi contabilizado o montante de 2,1Mt (FORTI, 2020). Essas estimativas são informadas pelo setor formal. Porém, há inúmeras iniciativas informais que coletam os resíduos, aproveitam apenas a parte de interesse, e o restante é descartado sem os cuidados necessários para mitigar impactos ambientais. Estima-se que no Brasil apenas 2% do REEE são reciclados formalmente (FORTI, 2020). O grande problema do descarte incorreto é a complexidade desses equipamentos, os quais possuem uma composição química rica e nociva ao meio ambiente (FORTI, 2020; ABDELBASIR, 2018). Podem ser encontrados no REEE elementos base (Alumínio, Cobre, Ferro), nobres (Ouro, Prata, Paládio, Platina) e críticos (In), podendo ser uma fonte considerável de recursos (ABDELBASIR, 2018). Por outro lado, há também elementos considerados perigosos à saúde humana e ao meio ambiente, como o Pb (Chumbo), encontrado em soldas, baterias e placas de circuito impresso (PCI), Cd (Cádmio) em chips semicondutores, Hg (Mercúrio) em termostatos e retardantes de chama em PCIs (PUCKETT, 2002; KIDDEE, 2013).

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) foi instituída em 2010 pela Lei nº 12.305/10 (BRASIL, 2010a). A PNRS reforça, no capítulo 2, artigo sexto, as metas a serem cumpridas e a responsabilidade de todos os fabricantes, distribuidores, importadores e varejistas a implantarem o sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos de uso doméstico. Além disso, é necessário fornecer ao consumidor a possibilidade de efetuar a devolução, para que o setor empresarial se encarregue de sua destinação final. Para os REEE, a lei define o princípio da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto, que atribui responsabilidades a fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e ao poder público na gestão dos resíduos. A

lei incentiva a reciclagem e a reutilização de materiais, considerando os REEE como fontes de matérias-primas reutilizáveis, o que reduz a extração de recursos naturais.

A geração de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE) tem sido impulsionada por diferentes tipos de tecnologias, incluindo telas de cristal líquido (LCDs), painéis de tela de plasma (PDPs) e painéis de diodos emissores de luz orgânicos (OLEDs). Embora os dados científicos disponíveis não forneçam uma divisão específica da porcentagem de REEE gerados por cada tipo de tecnologia, é possível obter compreensão sobre suas contribuições gerais para o fluxo de resíduos eletrônico com base em relatórios e análises recentes (FRANZ, 2022).

Em relação aos LCDs, o lixo eletrônico proveniente de TVs com essa tecnologia é significativo, refletindo a ampla adoção de telas planas. Estima-se que milhões de telas, incluindo LCDs, entrem no fluxo de resíduos anualmente. Em 2017, foi registrado que mais de 145.000 toneladas de telas planas estavam sendo descartadas, uma quantidade que inclui uma parcela substancial de telas LCD. Este dado evidencia a relevância dessa tecnologia na geração de REEE, uma vez que ela continua sendo utilizada e substituída ao longo dos anos. Por outro lado, os painéis de plasma (PDPs) têm apresentado um declínio tanto em produção quanto em uso em comparação com os LCDs e OLEDs. Como resultado, a presença de REEE de PDPs no fluxo de resíduos eletrônico também é menor. Embora as estatísticas específicas sobre o percentual de REEE originados dos PDPs sejam menos frequentes, sua contribuição para o lixo eletrônico total é relativamente baixa devido à sua participação de mercado reduzida (FAKHREDIN, 2013).

A tecnologia OLED, embora mais recente e em crescimento, ainda representa uma fração menor do total de REEE gerado, especialmente quando comparada aos LCDs. No entanto, espera-se que a participação de OLEDs na geração de resíduos eletrônicos aumente nos próximos anos, à medida que essa tecnologia se populariza e é adotada por um número maior de consumidores. Com a expansão do uso de OLEDs, sua contribuição para o lixo eletrônico também deverá se tornar mais significativa (FONTANA, 2020).

De acordo com o *Global E-waste Monitor 2024*, aproximadamente 62 milhões de toneladas de lixo eletrônico foram geradas globalmente em 2022. Projeções indicam que esse número pode atingir 82 milhões de toneladas até 2030, enquanto a taxa de reciclagem permanece baixa, cerca de 22,3%. Esses dados destacam os desafios substanciais no gerenciamento eficiente de REEE, principalmente devido à rápida obsolescência tecnológica e ao aumento no consumo de dispositivos eletrônicos (FORTI, 2018; ANDRADE, 2019).

O display de LCD, especificamente, consiste em várias camadas de filmes polarizantes, substrato de vidro revestido com filmes finos de óxido de índio e estanho (ITO – Óxido de Índio e Estanho) e uma camada de cristal líquido (FONTANA, 2020). Devido às suas características especiais, como ductilidade, maleabilidade, excelente condutividade e transparência, a demanda por esse elemento químico é direcionada a aplicações de alta tecnologia, principalmente devido às duas últimas propriedades, as quais são as principais razões de uso do Índio na indústria de semicondutores para fabricação de displays (CIACCI *et al.*, 2013).

A maior aplicação do Índio é na forma de ITO em LCDs, mas também é encontrado na forma de InGaN (Nitrito – Índio - Gálio), como um componente de chips semicondutores de LED. Há também aplicações na fabricação de soldas e ligas, e na indústria fotovoltaica de filmes finos como, por exemplo, a fabricação de painéis de cobre-índio-gálio-seleneto (CIGS – seleneto de cobre-índio-gálio) (CIACCI *et al.*, 2013).

O Índio é encontrado em minas enriquecidas em zinco, cobre, chumbo e estanho. A maior parte do Índio é recuperado de resíduos de minas de zinco e os maiores produtores são China, Coreia, Japão e Canadá. A sua demanda anual é de 600 a 800 toneladas, com uma taxa de crescimento de 5 a 10% ao ano. Em relação à reciclagem desse elemento químico, o procedimento mais comum ocorre durante a fabricação do ITO, onde há considerável desperdício de material. Já a reciclagem de Índio a partir de equipamentos no seu ciclo final de vida é pouco difundida e realizada. Assim, a produção primária é a principal fonte de fornecimento deste elemento químico (ROCCHETTI *et al.*, 2020).

A Comissão Europeia (EC) incluiu o Índio na lista de matérias-primas críticas, sugerindo como prioridade a garantia de abastecimento deste elemento (EC, 2014). Isso se deve a diversas características críticas, como: alta importância econômica - 90% da capacidade de produção de ITO e da reciclagem de Índio do processo de pulverização estão no Japão, China e Coreia do Sul, onde pode haver restrições a exportação de In (China); falta de substitutos diretos para o Índio – embora exista uma lista de substitutos com desempenho adequado; extração de Índio como um subproduto; baixa eficiência de recuperação do processamento e beneficiamento desse metal; (ROCCHETTI *et al.*, 2020).

2.2 Processo de Recuperação de Índio em REEE

O índio foi descoberto em 1863 por Ferdinand Reich e Hieronymus Theodor Richter nos laboratórios da Academia de Minas de Freiberg, na Alemanha. Durante estudos

envolvendo o elemento tálio, foi observada uma linha de emissão atômica até então desconhecida. Os pesquisadores concluíram tratar-se de um novo elemento, ao qual deram o nome de índio, devido à emissão de cor azul índigo característica. Reich e Richter isolaram uma amostra inédita do índio e apresentaram publicamente sua descoberta na Exposição Mundial de Paris, em 1867 (LI *et al*, 2006).

Desde então, o índio passou a ser utilizado de diferentes formas, incluindo óxidos, complexos e compostos binários, ternários e quaternários. As aplicações mais importantes do índio incluem: eletrodos transparentes para telas de cristal líquido de óxido de índio-estanho (ITO), ligas de baixo ponto de fusão de índio e gálio (Galn), semicondutores em lâmpadas eletroluminescentes (LEDs) de nitreto de índio-gálio (GalnN) e células solares de seleneto de cobre-índio-gálio (CoInGaSe) (ROCCHETTI, 2018).

Uma das principais aplicações do índio é na forma de óxido de índio-estanho (ITO), um material amplamente utilizado na indústria de eletrônicos devido às suas propriedades únicas. O ITO possui excelente condutividade elétrica, transparência óptica, flexibilidade e estabilidade química, tornando-o ideal para dispositivos eletrônicos como eletrodos transparentes em telas sensíveis ao toque, displays de cristal líquido (LCDs) e diodos orgânicos emissores de luz (OLEDs). Além disso, o ITO é estratégico para mudanças nas matrizes energéticas globais, sendo utilizado na produção de células solares, vidros arquitetônicos, sensores de gás, biossensores e conversores fotocatalíticos (ROCCHETTI, 2018).

O mercado de displays e monitores ilustra como mudanças na tecnologia produtiva podem influenciar os volumes de resíduos eletrônicos gerados. Monitores de cristal líquido (LCDs) substituíram gradualmente os monitores de tubos de raios catódicos (CRTs) em muitos campos de aplicação. Consequentemente, os CRTs tornaram-se um dos fluxos de resíduos mais volumosos a serem geridos. Felizmente, o processo de reciclagem dos CRTs é bem conhecido em países desenvolvidos, sendo economicamente sustentável e não criando problemas ambientais significativos.

Contudo, considerando a grande quantidade de telas LCD vendidas nos últimos anos e a previsão de continuidade dessa tendência, é crucial desenvolver processos de reciclagem específicos para esses novos produtos. O material mais importante que pode ser extraído das telas LCD é, sem dúvida, o índio. Muitos estudos mostram que as placas de circuito impresso (PCBs) de monitores e telas LCD contêm outros materiais valiosos, como cobre, ouro e prata. Além disso, o grande conteúdo de plásticos de alta tecnologia

utilizados na produção dessas telas pode desempenhar um papel relevante na reciclagem, se forem desenvolvidos processos de recuperação específicos e campos de aplicação alternativos (ROCCHETTI, 2016)..

A porcentagem da composição das telas de LCD pode ser variada dependendo do ano de fabricação, marca e modelo. Em sua composição ainda tem-se o cristal líquido e a camada de ITO (óxido de índio e estanho), que em geral ficam localizados em contato com a face interna do vidro da tela. A função das telas de LCD é fornecer o retorno de imagens, sejam eles textos ou gráficos, por isso, estão presentes em variados utilitários domésticos. Geralmente a composição da tela de LCD em peso é Vidro, cristal líquido e ITO (61,6 %), Polímeros (21,8%), Carcaça metálica (11,6%) e Outros materiais (5%). O ITO é composto de óxido de índio (In_2O_3) e óxido de estanho (Sn_2O) nas proporções de 9:1 em massa, isto é, em uma tela de LCD com massa de aproximadamente 1kg, tem-se cerca de 0,35g de ITO (GERBASE, 2012).

As telas de diodo emissor de luz (LED) representam a evolução natural das telas LCD. Especialistas esperam uma adoção semelhante à observada com os CRTs e LCDs. Esses novos tipos de telas incorporam, além dos materiais presentes nos LCDs, elementos como gálio, germânio e outros materiais raros, em altas concentrações em pequenos componentes de LED. Assim, a evolução tecnológica continua a desafiar e expandir as necessidades e oportunidades de reciclagem de materiais valiosos (ROCCHETTI, 2018).

2.2.1 Tecnologias recentes para recuperação do Índio

Nas seções seguintes serão apresentadas as principais técnicas utilizadas na reciclagem de Índio em resíduos tecnológicos, detalhando as principais etapas encontradas na literatura existente, como pré-tratamento, trituração, tratamento químico e tratamento térmico, e como estes processos podem impactar na reciclagem do Índio.

2.2.1.1 Pré-processamento de LCD

O processo de pré-tratamento de telas de LCD geralmente consiste em uma etapa de desmontagem destinada a remover os componentes perigosos como as Lâmpadas Fluorescente de Cátodo Frio (CCFLs) e as bifenilas policloradas (PCBs), e os valiosos como frações metálicas, invólucros plásticos, para posterior tratamento e recuperação.

A desmontagem manual permite uma recuperação mais precisa e seletiva de componentes valiosos e perigosos. Ao contrário dos métodos mecânicos que podem levar a maiores perdas de material, a desmontagem manual minimiza o risco de danificar componentes valiosos durante o processo. Isso resulta em menos desperdício de materiais raros (como Índio) e um maior rendimento geral de materiais reutilizáveis e recicláveis. A desmontagem manual também permite o manuseio de uma ampla gama de produtos eletrônicos com tamanhos, formas e complexidades variados (ARDENTE *et al.*, 2014).

Em contraponto a desmontagem manual, a desmontagem completa ou parcial pode ser submetida a um pré-tratamento mecânico, onde os dispositivos podem ser reduzidos em um triturador hermético com a finalidade de diminuir a exposição de mão de obra a materiais perigosos como chumbo, mercúrio e outras substâncias tóxicas (BUTCHER *et al.*, 2012).

Após o pré-processamento, frequentemente os painéis de vidro LCD são armazenados nas estações de tratamento, pois ainda não existe um processo de reciclagem em escala industrial para esse material. Essa prática resulta em uma perda de recursos potencialmente recuperáveis (FONTANA *et al.*, 2015). Em pesquisas de escala laboratorial, diversos estudos têm abordado o tratamento de painéis para a recuperação de materiais, focando especialmente na recuperação de Índio, vidro e filmes polarizadores. (RUELLO *et al.*, 2016).

2.2.1.2 Processo de trituração dos painéis

A redução de tamanho dos painéis é comumente aplicada antes da lixiviação, visando aprimorar a eficiência do processo, aumentando a área de contato para extração do Índio. Em algumas situações, essa etapa é realizada em todos os painéis LCD, enquanto em outros casos, é executada somente no substrato de vidro após a remoção do filme polarizador utilizando solventes. Experimentos utilizando três distintas técnicas de trituração com moinho de corte (SM 300, Retsch), moinho de lâminas (GRINDOMIX GM 200, Retsch), moinho de bolas planetário (Pulverisette 6, Fritsch), moinho de anéis (Willy Bleuler) e teve como objetivo de explorar a distribuição de tamanho das partículas e investigar a possibilidade de concentrar e recuperar Índio, vidro e plásticos em algumas das frações resultantes. As placas de LCD que foram submetidas à trituração foram subsequentemente passadas por um processo de separação de acordo com o tamanho, utilizando peneiras vibratórias elétricas. Os resultados indicaram que o Índio apresentou

maior concentração na fração de tamanho mais fino ($<212\ \mu\text{m}$). Constatou-se que o método mais eficiente foi o uso do moinho de barras: após 30 minutos de trituração em ambiente úmido, obteve-se aproximadamente 51% em peso da fração mais fina, contendo uma concentração de 276,6 ppm (FERELLA *et al.*, 2017).

Entretanto, alguns trabalhos utilizam técnicas de não-moagem dos filmes de ITO. No trabalho de Hasegawa (2013) foi feita uma comparação entre o rendimento da extração de Índio usando o resíduo de LCD em pó e a amostra não moída, em pedaços cortados de 5cm. A taxa de dissolução da amostra não moída foi considerada superior devido à diferença nas frequências de vibração entre as superfícies vitrificadas de resíduos de LCD do que o filme fino de ITO, que causa o desprendimento da camada de ITO rico em Índio gerando uma melhor seletividade do elemento recuperado.

2.2.1.3 Recuperação do Índio via tratamento químico

A lixiviação no processo de tratamento de resíduos eletrônicos é um processo essencial na recuperação de metais valiosos presentes nesses materiais descartados. A lixiviação é uma etapa fundamental da hidrometalurgia, que é um conjunto de técnicas que utilizam soluções aquosas para dissolver os componentes desejados dos resíduos eletrônicos. O processo de lixiviação, que ocorre após os processos de pré-tratamento, envolve a utilização de agentes químicos, como ácidos, bases ou complexantes, que têm a capacidade de dissolver seletivamente os metais-alvo nas telas de LCD.

A lixiviação ácida é comumente usada para extração do Índio. Através da revisão sistemática da literatura foi constatado que a lixiviação de Índio é principalmente conduzida através do uso de HCl e H_2SO_4 , enquanto o HNO_3 resultou em rendimentos inferiores (FONTANA *et al.*, 2015). O ácido sulfúrico é frequentemente preferido devido ao seu menor custo e impacto ambiental (ROCCHETTI *et al.*, 2015). A utilização do H_2SO_4 , em conjunto com peróxido de hidrogênio, durante a lixiviação, pode reduzir a concentração de ácido sulfúrico necessária para alcançar a dissolução completa do Índio (FERELLA *et al.*, 2017). Processos onde o filme polarizador não é removido previamente, a lixiviação com HNO_3 e HCl leva a uma dissolução parcial dos filmes plásticos, dificultando a etapa de filtração. Além disso, isso pode ter um impacto negativo no processo subsequente de extração por solvente (YANG *et al.*, 2013)

Outro fator importante para a lixiviação ácida do Índio é o tempo e a temperatura. É possível observar através da literatura revisada que uma cinética de lixiviação rápida é

definida como uma duração de uma hora ou menos, através de métodos como o aumento de temperatura (até 80 ou 160 °C). A utilização de irradiação por micro-ondas ou lixiviação ultrassônica também demonstrou eficácia nesse sentido. No entanto, caso a lixiviação seja conduzida a temperatura ambiente, períodos mais extensos são requeridos, e a dissolução completa pode ser alcançada dentro de oito horas (YU *et al.*, 2019).

2.2.1.4 Separação do Índio

O Índio pode ser recuperado da solução de lixiviação através de diferentes técnicas, como extração por solvente, cementação, adsorção, troca iônica, eletrodeposição. A extração por solvente (SX) é a técnica mais empregada na metalurgia extrativa e desempenha um papel importante no processo de recuperação de Índio a partir de resíduos eletrônicos. Essa abordagem se baseia na capacidade de um soluto, como o metal em questão, distribuir-se entre duas fases líquidas que não se misturam, conhecidas como fase aquosa e fase orgânica (RYDBEG *et al.*, 2004). O processo de extração por solvente oferece vantagens significativas para a recuperação de Índio, permitindo a separação seletiva de outros metais presentes nos resíduos eletrônicos, contribuindo para a obtenção de um produto mais puro. Além disso, essa técnica é eficiente e escalável, tornando-a adequada para processos industriais de reciclagem, entretanto pode-se gerar impactos ambientais significativos (RYDBEG *et al.*, 2004).

Outro processo eficaz e amplamente empregado na extração de Índio de resíduos eletrônicos é a cementação. O processo de cementação envolve a introdução de um metal cimentante, como o zinco ou o ferro, na solução aquosa contendo Índio. Por meio de reações químicas específicas, os íons de Índio na solução são reduzidos pelo metal cimentante, resultando na formação de partículas sólidas do metal. A recuperação de Índio de soluções lixiviadas com H_2SO_4 por meio do processo de cementação utilizando pó de zinco foram investigadas. Os resultados revelaram que a quase totalidade do Índio presente nas soluções foi transferida para a fase sólida durante o processo de cementação, empregando diferentes concentrações. Esse estudo destacou a eficácia da cementação com pó de zinco para a recuperação de Índio a partir de soluções de lixiviação de sulfato (ROCCHETTI *et al.*, 2016).

2.2.1.5 Recuperação do Índio via tratamento térmico

Poucos estudos apontaram a utilização de processos utilizando altas temperaturas para a recuperação de Índio em resíduos tecnológicos. Um estudo foi utilizando pirólise a vácuo foi investigado. Após a remoção dos materiais orgânicos (filme polarizador) do painel LCD através da pirólise, foi realizado um procedimento de cloração a vácuo. Com base nos resultados da otimização realizada, foi alcançada uma taxa de recuperação de 99,97% de Índio como cloreto de Índio, em apenas dez minutos (MA, 2013; XU, 2013). O estudo realizado não conduziu uma investigação sobre os impactos ambientais causados pelo processo.

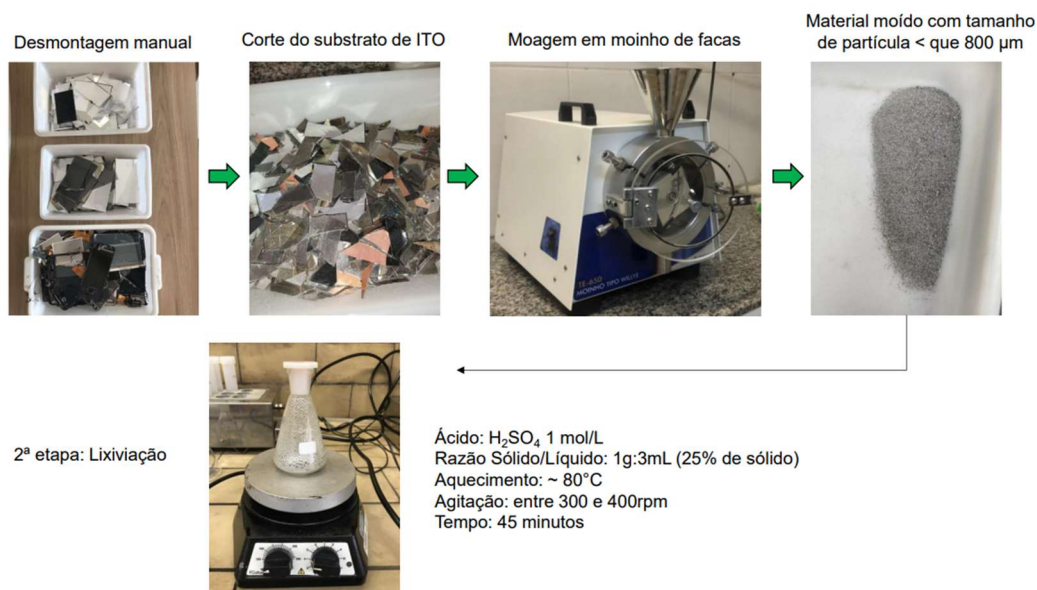
2.2.2 Projeto PIPE-FAPESP

A empresa SG Soluções Científicas em parceria com o Laboratório GAIA do Departamento de Química da UFSCar, coordenado pelo Prof. Dr. Edenir Rodrigues Pereira Filho e pela Pesquisadora responsável Dr. Jeyne Pricylla Castro Castilho financiados pelo Pesquisa Inovativa em Pequenas Empresas (PIPE) da FAPESP desenvolveram um processo para recuperação do metal através de uma rota hidrometalúrgica presente em displays LCD provenientes de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

No processo proposto de recuperação de Índio em telas de LCD, foi verificado que a concentração do elemento Índio presente no substrato das amostras de ITO era próxima a 0,200 g/kg de material. Contabilizando as quantidades contidas em cada saída do processo de recuperação, inclusive nos resíduos, constatou-se que esse valor é exatamente o mesmo do substrato de ITO (entrada do processo de lixiviação) (CASTILHO, 2022).

A primeira etapa do processo de recuperação de Índio em telas de LCD é a desmontagem e moagem, a qual é realizada de forma manual, para a desmontagem, e mecânica, com o auxílio de moinho de facas, para a moagem. Após a etapa de desmontagem e moagem das telas, o ITO foi submetido a um processo de lixiviação em meio ácido (H_2SO_4 1 mol/L) e a última etapa do processo de recuperação é a precipitação utilizando uma solução de NaOH (4 mol/L) com um rendimento de 78% de recuperação de Índio (CASTILHO, 2022).

Figura 1 – Processo de reciclagem de Índio PIPE-Fapesp.



Fonte: Projeto PIPE-Fapesp.

2.2.3 Avaliação do ciclo de vida

A crescente conscientização sobre a importância da proteção ambiental e os impactos potenciais associados aos produtos, tanto durante sua fabricação quanto ao longo de seu uso, tem intensificado o interesse em desenvolver métodos que permitam uma melhor compreensão e gestão desses impactos. Um dos métodos que contribuem para esse objetivo é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV é uma ferramenta útil para: (a) Identificar oportunidades de melhoria no desempenho ambiental dos produtos em várias etapas de seus ciclos de vida, (b) Fornecer informações cruciais para tomadores de decisão em indústrias e organizações governamentais ou não-governamentais, auxiliando em aspectos como planejamento estratégico, definição de prioridades e desenvolvimento ou aprimoramento de produtos e processos, (c) Selecionar indicadores relevantes de desempenho ambiental, incluindo técnicas de medição adequadas, e (d) Apoiar o marketing, por exemplo, na implementação de rotulagem ambiental, na formulação de declarações ambientais, ou na promoção de reivindicações ambientais (ABNT, 2009).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foca nos aspectos e impactos ambientais potenciais, como o uso de recursos e as consequências das emissões ao meio ambiente, ao longo de todo o ciclo de vida de um produto. Esse ciclo abrange desde a extração de matérias-primas, passando pela produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem, até a

disposição final, cobrindo todas as etapas do “berço ao túmulo”. Um estudo de ACV é estruturado em quatro fases principais: (a) Definição do objetivo e escopo; (b) Análise de inventário; (c) Avaliação de impactos e (d) Interpretação dos resultados.

2.2.3.1 Definição de objetivo e escopo

O objetivo e o escopo de uma ACV precisam ser claramente estabelecidos e alinhados com a intenção da aplicação. O objetivo de uma ACV deve abranger a aplicação desejada, as razões para a realização do estudo, bem como o público-alvo a que se destina. A profundidade e a abrangência da ACV podem variar significativamente, dependendo do propósito específico do estudo (ABNT, 2009a).

O escopo do estudo define os parâmetros dentro dos quais a análise será conduzida, e deve estar em consonância com os objetivos estabelecidos (MCDOUGALL *et al.*, 2001). De acordo com a NBR ISO 14.044 (2009), o escopo deve incluir aspectos como: o sistema de produto a ser analisado; as funções desse sistema; a unidade funcional; os limites do sistema; os procedimentos de alocação; as categorias de impacto e a metodologia de ACV selecionadas; o tipo de interpretação a ser aplicada; os requisitos de dados; os pressupostos e limitações; os requisitos de qualidade dos dados; o tipo de revisão crítica, se necessário; e o tipo e formato do relatório final do estudo (ABNT, 2009b).

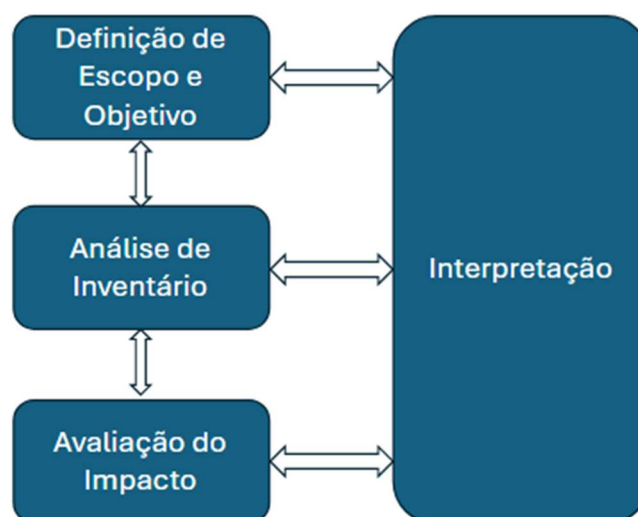
Estudos de ACV são normalmente conduzidos para comparar alternativas diferentes de fornecer uma determinada função. A base comum de comparação entre todas as alternativas é chamada de unidade funcional (CLIFT *et al.*, 2000). A unidade funcional tem como objetivo principal fornecer uma referência pela qual as entradas e saídas do sistema são normalizadas, permitindo, assim, a comparação dos resultados da ACV (MCDOUGALL *et al.*, 2001; ABNT, 2009b). As escolhas feitas durante a modelagem do sistema, especialmente no que diz respeito à definição da fronteira do sistema (que determina quais processos serão incluídos), são frequentemente cruciais para o desfecho de um estudo. Por isso, os critérios utilizados para estabelecer essas fronteiras devem ser claramente identificados e justificados (REBITZER *et al.*, 2004; ABNT, 2009b).

2.2.3.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

A fase do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) corresponde a segunda fase de uma ACV. Segundo a NBR ISO 14.040 (2009), o ICV consiste na coleta de dados e procedimentos 36

de cálculo para quantificar todas as entradas e saídas relevantes de um sistema de produto ou serviço. A Figura 2 apresenta as etapas operacionais que devem ser realizadas no ICV.

Figura 2 - Fluxograma de inventário do ciclo de vida.



FONTE: Norma ISO 14040.

Para quantificar as entradas e saídas de um processo elementar dentro da fronteira do sistema, é necessário que os dados sejam coletados, medidos, calculados ou estimados para cada processo. Esses dados podem ser organizados em categorias gerais, como a entrada de energia, matéria-prima, insumos auxiliares e outras entradas físicas; os produtos, coprodutos e resíduos gerados; as emissões para a atmosfera, descargas para a água e o solo; além de outros aspectos ambientais (ABNT, 2009b)

A validação dos dados deve ser verificada durante o processo de coleta para assegurar e fornecer evidências de que os requisitos de qualidade dos dados, conforme a aplicação pretendida, foram atendidos (ABNT, 2009b). Devido ao caráter iterativo da ACV, a fronteira do sistema pode ser refinada de acordo com os critérios estabelecidos na definição do escopo. De acordo com a NBR ISO 14.044 (ABNT, 2009), a inclusão de dados deve ser baseada em uma análise de sensibilidade, que visa determinar sua relevância. Essa análise pode levar à exclusão de estágios ou processos unitários, ou ainda de entradas e saídas que se mostrem insignificantes para o estudo, ou à inclusão de processos ou dados considerados significativos pela análise de sensibilidade (ABNT, 2009b).

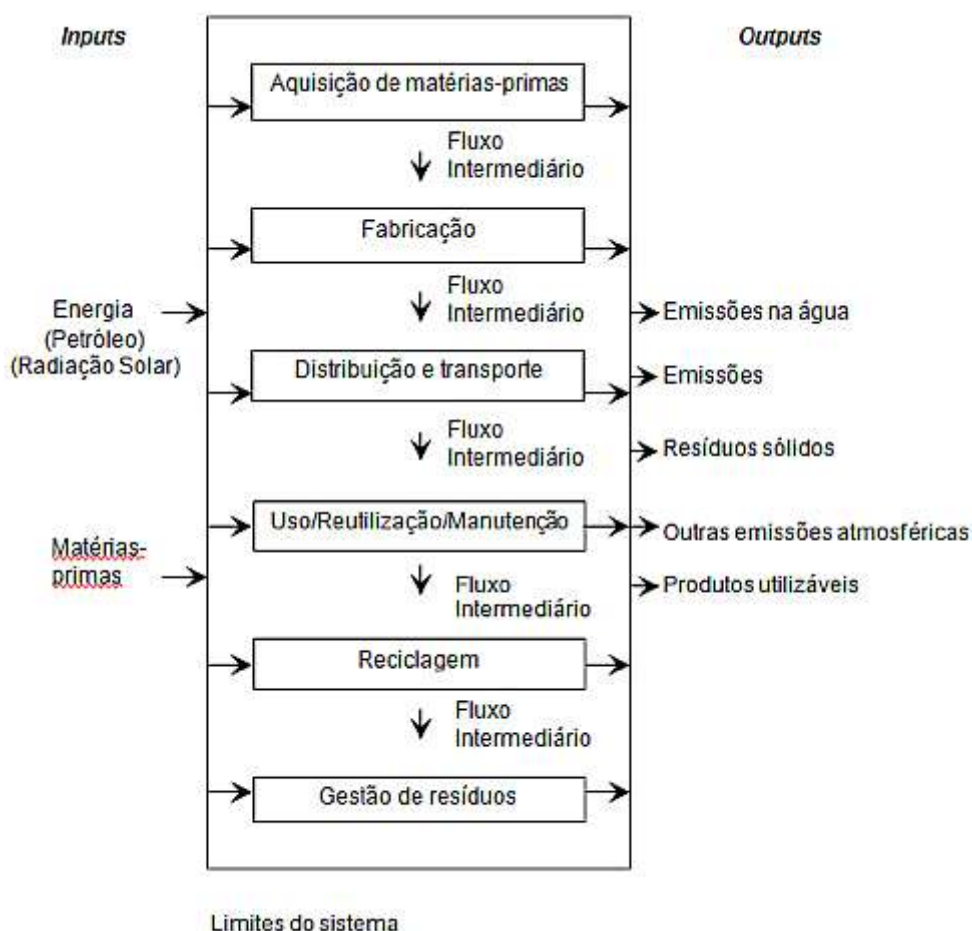
Outro aspecto relevante é que muitos processos dentro da fronteira do sistema são compartilhados com outras cadeias de suprimento, o que exige a alocação das intervenções ambientais entre essas cadeias. Esse processo de alocação pode ser

especialmente desafiador quando os processos em questão fornecem mais de uma função ou produto. Em alguns casos, a alocação pode ser evitada pela expansão do sistema, uma abordagem recomendada pela ISO (CLIFT *et al.*, 2000; ABNT, 2009b).

2.2.3.3 Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV)

O inventário de ciclo de vida (ICV) contém uma vasta quantidade de informações numéricas detalhadas, mas a análise ou comparação dessas informações raramente é clara com base apenas no inventário (CLIFT *et al.*, 2000). De acordo com a NBR ISO 14.044 (2009), a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a fase da ACV destinada a compreender e avaliar a magnitude e a relevância dos potenciais impactos ambientais de um produto ou sistema, utilizando os resultados obtidos no ICV. Esta fase é composta por elementos obrigatórios e opcionais, conforme ilustrado na Figura 3.

Figura 3 – Esquema de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV).



Fonte: Elaborado pelo autor.

A escolha das categorias de impacto, dos indicadores de categoria e dos modelos para quantificar as contribuições das diferentes entradas e emissões para essas categorias deve estar alinhada com o objetivo e o escopo da ACV (ABNT, 2009b).

A etapa de classificação envolve a identificação e alocação dos dados relevantes do inventário para categorias específicas de impacto. Em alguns casos, um tipo de carga ambiental pode estar associado a mais de uma categoria de impacto (MCDOUGALL *et al.*, 2001). Durante a etapa de caracterização, os resultados do inventário são convertidos em unidades comuns usando fatores de caracterização, e os dados que representam a mesma categoria de impacto são agregados em um indicador (ABNT, 2009b). Por exemplo, para avaliar o aquecimento global, utiliza-se frequentemente o Potencial de Aquecimento Global, expresso em equivalentes de CO₂. Cada gás listado no inventário é convertido em equivalentes de CO₂ com base em um fator de caracterização específico, e os valores resultantes são somados para formar um indicador total (MCDOUGALL *et al.*, 2001).

Além dessas etapas, elementos opcionais podem ser utilizados conforme o objetivo e o escopo do estudo. A normalização, por exemplo, visa compreender melhor a magnitude relativa dos impactos em diferentes categorias, utilizando valores de referência, como a contribuição total para uma categoria de impacto por um país específico (CLIFT *et al.*, 2000). O agrupamento inclui a classificação e, possivelmente, o ranqueamento dos indicadores, enquanto a ponderação tem o propósito de converter e agregar os resultados dos indicadores das categorias de impacto em um único resultado. Esta última etapa é a mais subjetiva, baseando-se em julgamentos de valor (ABNT, 2009b; MCDOUGALL *et al.*, 2001).

A interpretação do ciclo de vida é a fase final da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), na qual os resultados do inventário de ciclo de vida (ICV) e/ou da avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) são avaliados e discutidos para gerar conclusões e recomendações para os tomadores de decisão, alinhadas com o objetivo e o escopo do estudo (ABNT, 2009a). Segundo a NBR ISO 14.044 (ABNT, 2009), essa fase envolve vários elementos importantes. Primeiramente, é feita a identificação de problemas significativos com base nos resultados das fases do ICV e da AICV. Em seguida, realiza-se a avaliação do estudo, incluindo verificações de completude, sensibilidade e consistência dos dados. Por fim, são apresentadas as conclusões, limitações e recomendações derivadas da análise, proporcionando uma visão abrangente sobre os resultados e suas implicações.

O objetivo da identificação de problemas significativos na interpretação do ciclo de vida é considerar as implicações dos métodos utilizados e das suposições feitas nas fases anteriores, como regras de alocação, decisões de corte, escolha de indicadores e métodos de caracterização (MCDOUGALL *et al.*, 2001). A avaliação do estudo busca aumentar a confiança e a confiabilidade dos resultados da ACV. Para isso, são realizadas verificações de completude, para garantir que todas as informações e dados relevantes estejam disponíveis e completos; de sensibilidade, para avaliar a robustez dos resultados e das conclusões finais, determinando como as incertezas do estudo podem afetá-los; e de consistência, para assegurar que as suposições, métodos e dados sejam coerentes com o objetivo e o escopo do estudo (MCDOUGALL *et al.*, 2001; ABNT, 2009b). Finalmente, a última fase da interpretação visa tirar conclusões, identificar limitações e elaborar recomendações para o público-alvo do estudo, baseando-se nas informações coletadas nas fases anteriores da ACV e combinadas com os resultados das etapas anteriores desta fase (GUINÉE, 2002).

2.2.4 Avaliação do Ciclo de Vida nos Processos de Reciclagem de Índio.

A Avaliação do Ciclo de Vida permite uma análise abrangente dos impactos ambientais associados a todas as etapas do ciclo de vida da reciclagem de Índio, desde a coleta de resíduos eletrônicos até a obtenção do metal recuperado. Isso ajuda a identificar quais fases têm maiores impactos e onde as melhorias são mais necessárias. A ACV também revela os pontos críticos, como as fases com maior consumo de energia, maior geração de resíduos ou emissões significativas. Esses pontos são alvos para a implementação de medidas de mitigação e otimização.

Foi investigada uma avaliação do impacto ambiental relacionado à reciclagem de painéis LCD descartados, com foco específico na reciclagem de Índio. O processo envolve uma técnica de tratamento que consiste em trituração, um processo hidrotérmico e lixiviação ácida para reciclar painéis LCD de resíduos, com base em resultados experimentais prévios. O estudo também compara esse método com a incineração desses materiais, avaliando os impactos ambientais das duas técnicas utilizando dois métodos de avaliação de ciclo de vida: ReCiPe 2016 e Eco indicador 99 (EI'99).

Os resultados do estudo indicaram que o processo de tratamento proposto traz benefícios ambientais na categoria de esgotamento de recursos metálicos, mas resulta em maiores níveis de poluição nas categorias de acidificação terrestre, toxicidade humana e

formação de material particulado. Utilizando o El'99 para a comparação com o processo de incineração, constatou-se que a técnica de tratamento proposta para painéis LCD de resíduos reduziu drasticamente os impactos ambientais negativos, entre 91,5% e 97,3%, em diferentes cenários (YU *et al.*, 2019).

Outro estudo aborda a avaliação do impacto ambiental de diferentes estratégias de gestão de fim de vida de painéis LCD: (1) A destinação em aterros sanitários; (2) A incineração; (3) O tratamento de reciclagem tradicional e (4) Um processo inovador desenvolvido pelos autores, todos voltados para a recuperação do Índio. Os autores investigaram diversas abordagens, examinando seus impactos ambientais ao longo do ciclo de vida, utilizando o software GaBi 6 integrado ao banco de dados Ecolnvent 2.2, utilizando principalmente a quantidade de CO₂-equiv., e acidificação como categorias de impactos. Para as categorias de impacto propostas, utilização de depleção fóssil e aquecimento global, o melhor cenário identificado com foco no impacto ambiental é o cenário 3, onde há o tratamento e disposição final para o aterro sanitário do painel de LCD. Entretanto, o estudo com o processo inovador de reciclagem se mostrou promissor utilizando uma estratégia de recirculação de água, com uma economia final de cerca de 35% das emissões de dióxido de carbono. Além disso, a possibilidade de aumentar a concentração de Índio nos resíduos, não menos que cinco vezes o valor inicial, poderia tornar o processo inovador a opção mais sustentável (AMATO *et al.*, 2017).

Em outro estudo que explora a lixiviação de Índio a partir de telas de cristal líquido obsoletas, os autores comparam duas abordagens de pré-tratamento do processo de reciclagem – moagem e desintegração elétrica – em termos de recuperação de índio e impactos ambientais, com foco na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). O processo ocorre após a moagem ou a desintegração elétrica, com a amostra sendo lixiviada usando uma solução aquosa de HCl 6 M, durante duas horas. Um dos principais pontos descobertos com o estudo foi que a desintegração elétrica foi capaz de desarticular os dois painéis de vidro do módulo e, portanto, liberar ou expor o filme ITO, que fica impressado entre eles. Isso, por sua vez, permitiu uma alta capacidade de lixiviação do Índio. Assim, a estimativa para a carga ambiental do processo de desintegração elétrica foi aproximadamente cinco vezes menor quando comparada com a moagem convencional nas análises da ACV (DODBIBA *et al.*, 2012).

Das análises realizadas dos artigos que realizaram avaliação de ciclo de vida de processos de reciclagem de índio, não foi observada nenhum estudo utilizando a extração por solvente nos processos. Todos os estudos que abordaram os dois temas têm enfoque

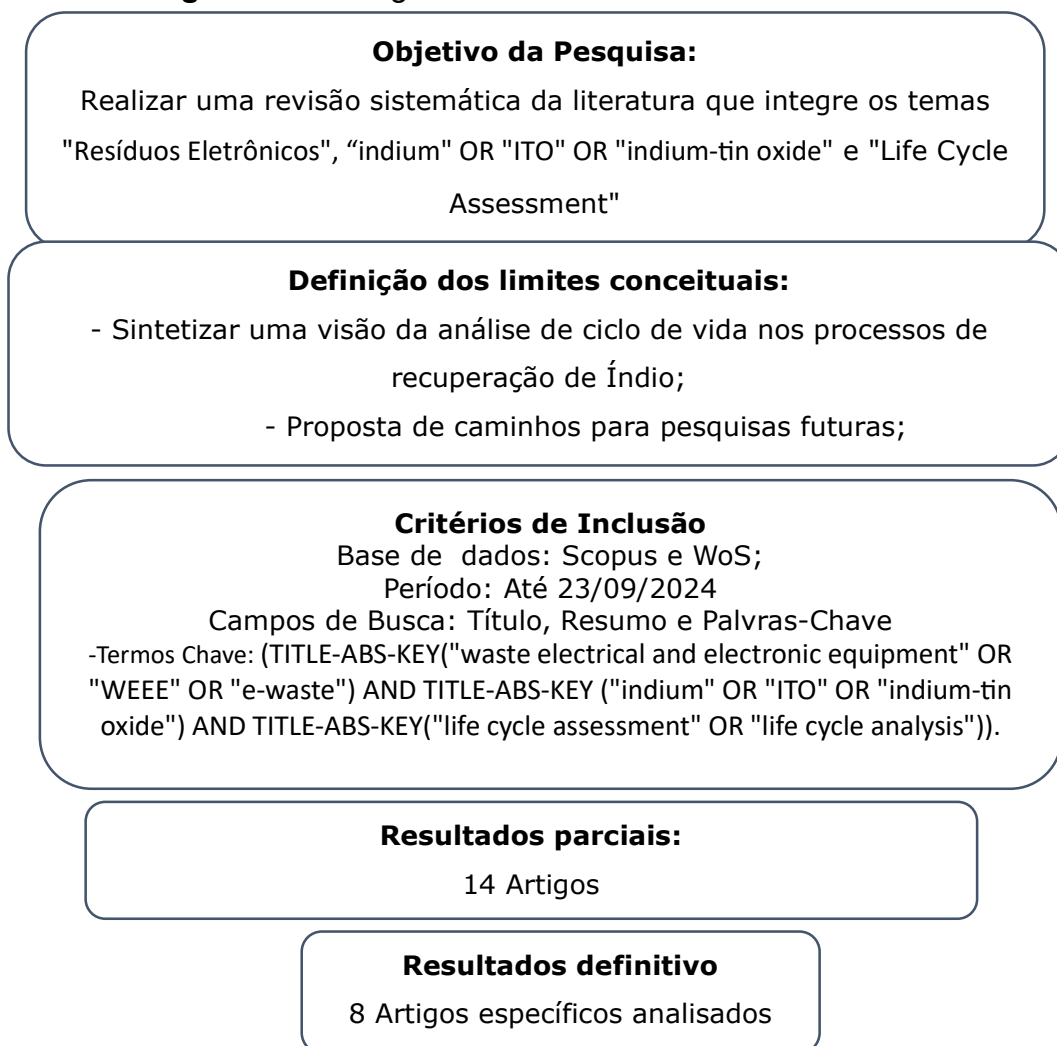
na recuperação e purificação do Índio, diferente do processo PIPE-FAPESP que prioriza uma solução rica em Índio. Uma tabela no apêndice inclui um resumo dos principais métodos utilizados, bem como observações de cada processo, vantagens e desvantagens da avaliação do ciclo de vida dos processos.

3 METODOLOGIA DE PESQUISA

3.1 Revisão Sistemática da Literatura

Para a metodologia de pesquisa, inicialmente realizou-se uma revisão sistemática da literatura temática (SLR), um processo científico replicável utilizando seleção baseada em critérios e análises de estudos publicados (TRANFIELD *et al.*, 2003). Este método combina a pesquisa bibliométrica para expor uma visão geral da literatura relevante sobre o tema de interesse (FAHIMMIA *et al.*, 2015), e a análise de conteúdo para indicar lições e direções de pesquisas futuras (BHIMANI *et al.*, 2019). A construção do referencial teórico e aplicação da metodologia de pesquisa teve como base os resultados das pesquisas bibliográfica e sistemática e está esquematizada na Figura 3.

Figura 4 – Fluxograma da revisão sistemática da literatura.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Nas seções 3.1.1, 3.1.2 e 3.1.3 são apresentadas um resumo dos trabalhos científicos encontrados utilizando a pesquisa bibliográfica conforme o fluxograma descrito na Figura 4. Um resumo com os trabalhos utilizados com embasamento deste trabalho está disponível no apêndice.

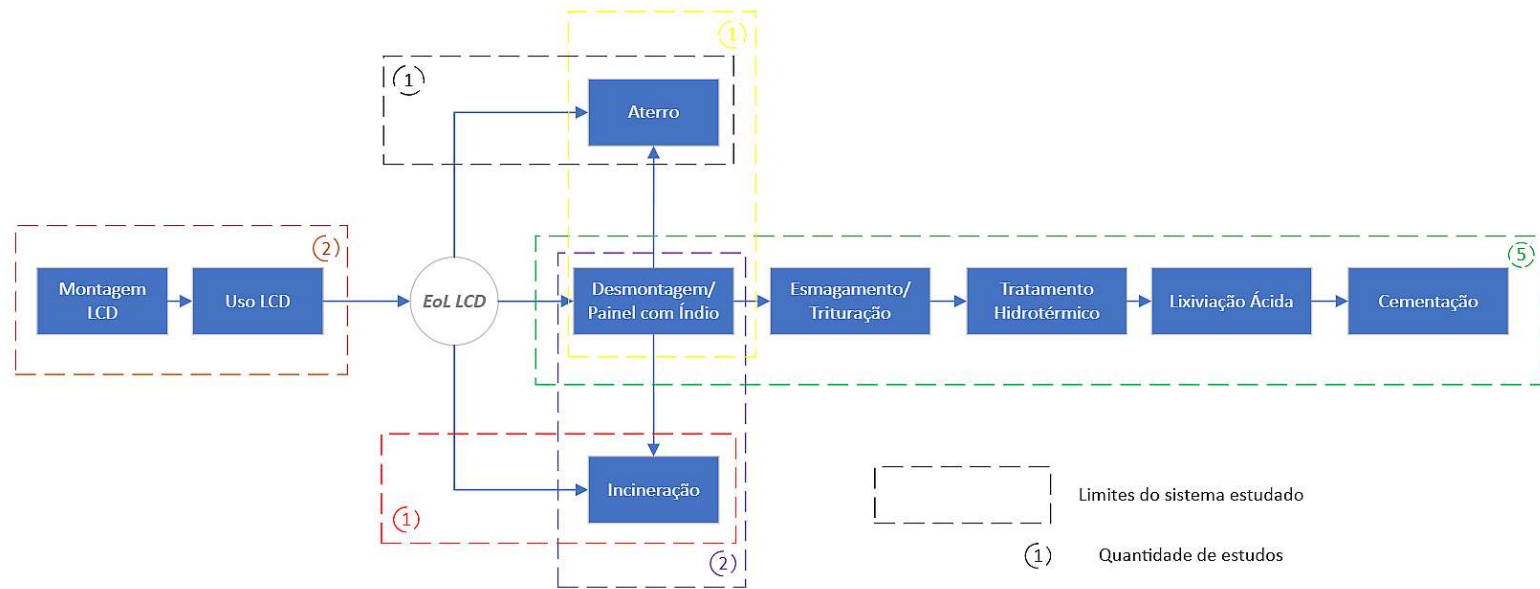
3.1.1 Unidade Funcional e fluxo de referência

Nos estudos de LCA em processos para reciclagem de índio, a unidade funcional utilizada em grande parte está kg de painéis de LCD com os aparelhos já desmontados, utilizando principalmente a unidade funcional de geração, onde a caracterização dos resíduos é conhecida. A quantidade em kg nos processos, sugere que a obtenção de dados primários ocorre principalmente em escala laboratorial. As condições experimentais otimizadas em laboratório podem ser ampliadas para processos hidrotérmicos e de lixiviação ácida tendo como hipótese de que o efeito destes processos permanece inalterado em unidades de escala industrial (YU, 2019). A utilização de painéis de LCD nos processos de recuperação de In através da desmontagem de aparelhos, é preferida por ter baixos impactos ambientais e apresenta baixas perdas de material (MOVILA, 2016). Já para os processos recuperação através da incineração, a utilização de uma miscelânea de materiais eletrônicos e a utilização somente dos painéis de LCD foram utilizados nos estudos como comparativo de seus impactos.

3.1.2 Limites do Sistema

Os limites do sistema em uma avaliação de impacto ambiental do ciclo de vida definem quais processos no ciclo de vida do sistema são avaliados (ISO, 2006; EC, 2010a). A delimitação do sistema precisa garantir que todos os processos relevantes e, portanto, seus potenciais impactos ambientais, sejam incluídos na avaliação. Em última análise, uma definição precisa dos limites do sistema contribui para reduzir o risco de transferência de carga de uma parte do ciclo de vida para outra.

Figura 5 – Limites do Sistema dos estudos de ACV de Reciclagem de Índio.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Dois estudos detalharam a gestão de estoque de produtos eletrônicos, com foco na produção e encerramento do ciclo de vida como REEE, detalhando o potencial de recuperação do In. Para a destinação direta no aterro, um estudo avaliou o impacto ambiental do REEE encaminhado diretamente ao destino, enquanto outro estudo, inclui o processo de desmontagem enviando somente o painel com ITO para descarte em aterro. Outro processo que avaliou conjuntamente o envio de REEE para o aterro e somente o filme com ITO, com um e dois estudos respectivamente, foi a incineração destes materiais. Entretanto, o envio de materiais para a incineração, não contemplou a recuperação posterior de ITO.

Os processos de recuperação química que contemplam a desmontagem, trituração, tratamento hidrotérmico, lixiviação ácida e cementação são os que mais apresentam estudos de avaliação do ciclo de vida, com cinco artigos no total. Em sua maioria, os processos de recuperação química incluem o processo de desmontagem e trituração (Pré-tratamentos mecânicos) por ter um impacto ambiental pequeno e que promove uma recuperação máxima de quantidade de In nos processos posteriores melhorando o desempenho na lixiviação ácida por meio de troca iônica (FERELLA, 2017).

3.1.3 Reporte e Avaliação dos Impactos (AICV)

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é o processo de avaliação dos impactos ambientais atribuíveis a um produto em estudo usando os dados de entrada do LCI. É composto por elementos obrigatórios e opcionais. Os elementos obrigatórios são: a seleção, ou seja, selecionar qual(is) modelo(s) de caracterização, categoria (ou categorias) de impacto e indicador(es) de categoria serão adotados no estudo; a classificação, ou seja, atribuir resultados de ICV às categorias de impacto escolhidas; e a caracterização, ou seja, estimar o resultado do indicador de categoria (também referido como resultado de LCIA) para a categoria de impacto escolhida. O resultado do indicador de categoria é o produto de resultados de ICV relevantes e fatores de caracterização pré-definidos (ISO, 2016).

Há uma grande variedade de softwares para auxiliar o processo de avaliação destes impactos como GaBi, SimaPro, OpenLCA, Umberto, AMEE. As metodologias de LCIA incluem: Potencial de Depleção Abiótica estendida de estoque antropogênico (AADP), Centrum voor Miliekunde Leiden (CML), Desenvolvimento Ambiental de Produtos Industriais (EDIP), Impacto 2002+, Recomendação ILCD, ReCiPe, Ferramenta para a Redução e Avaliação de Impactos Químicos e Outros Impactos Ambientais (TRACI), UBP 2006,

USEtox, Eco-Indicator 99 e PE LLCIA Survey 2012. Os modelos de caracterização incorporados nessas metodologias LCIA convertem intervenções ambientais relevantes em indicadores de categoria em um ponto próximo ao meio ou o fim do mecanismo ambiental definido para uma determinada categoria de impacto. Como tal, as metodologias LCIA são comumente referidas como abordagens de ponto médio ou ponto final. As abordagens de ponto médio analisam o resultado a curto prazo (por exemplo, a mudança climática avalia o aumento da força radiativa no equivalente de dióxido de carbono (CO₂) durante um período de 100 anos), enquanto as abordagens de ponto final estimam o resultado final do impacto ambiental (ILCD, 2010).

Nos estudos de reciclagem de índio, onde foram aplicados a LCA, a avaliação desses impactos, software e base de dados utilizados, métodos e indicadores das categorias de impactos nestes estudos são mostrados na Tabela 1. O software mais utilizado para o estudo de LCA é o Gabi (67%) sendo o mais acessível em todo mundo e podendo ser aplicável em diferentes processos, atrelando a base de dados do Ecoinvent. Apenas um software dedicado à ACV de resíduos (EASEWASTE) foi utilizado. O IPCC é o método mais utilizado, com três artigos, com abordagens durante um período de 100 anos. Este é aplicado para dar uma visão mais intuicionista, na qual os impactos ambientais são resumidos em três categorias: saúde humana, qualidade do ecossistema e consumo de recursos e as etapas de normalização e ponderação são realizadas para obter o valor final dos impactos totais para comparação (YU, 2019). O indicador mais utilizado para expressar o impacto ambiental é o de aquecimento global em 100 anos (GWP 100), pelo fato de as mudanças climáticas serem um tema muito atual, confirmado pela recente Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (AMATO, 2017).

Em seguida, foram aplicadas as principais metodologias para a realização da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), seguindo as diretrizes das normas ISO 14040 (ABNT, 2009a) e ISO 14044 (ABNT, 2009b). Além disso, foram adotadas as melhores práticas apresentadas no manual de referência do International Reference Life Cycle Data System - Handbook (ILCD) (EC-JRC, 2010) como complemento ao processo.

3.2 Definição de Objetivos e Escopo do Estudo de ACV.

O propósito deste estudo é analisar os possíveis impactos ambientais associados ao cenário de reciclagem de telas de LCD com enfoque no elemento Índio, provenientes de produtos de Resíduos Equipamentos Eletroeletrônicos Descartados (REEE), mais especificamente, smartphones e televisores. Assim, os objetivos são: (1) Avaliar os impactos ambientais da reciclagem de painéis LCD de resíduos com a técnica proposta; (2) Identificar as principais categorias de impacto e cenários comparativos do processo; (3) Verificar o comportamento dos dados com base nas análises de sensibilidade e análises probabilísticas dos processos, (4) Fornecer uma visão científica para melhorar a técnica de tratamento hidrometalúrgico.

A motivação central do estudo é verificar os principais impactos ambientais evitados com o processo de reciclagem de índio comparando com o processo de extração primária fornecendo informações que apoiem a implementação de um processo mais sustentável no gerenciamento de resíduos e na recuperação da matéria-prima

Ainda na fase de definição do objetivo e escopo, na parte do escopo, se definiu a função do que está sob estudo, que neste caso é a reciclagem de índio através de telas de LCD. A unidade funcional é 1 kg (quilograma) de telas de LCD já triturados, onde já houve a desmontagem com a separação de partes metálicas e plásticas das telas descartadas e está denominada como “Substrato contendo ITO”. O resumo das informações de função, unidade funcional e fluxo de referência estão disponibilizados na Tabela 1.

Menciona-se que o escopo geográfico desta investigação se restringe ao território brasileiro, considerando as particularidades e desafios do cenário nacional no que se refere ao gerenciamento de resíduos e práticas de reciclagem de Índio.

Tabela 1 – Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência.

Recuperação de Índio	
Função	<i>Reciclagem de telas de LCD contendo Índio, presente em resíduos tecnológicos</i>
Unidade Funcional	<i>kilogramas</i>
Fluxo de referência	<i>1kg de substrato de telas de LCD desmontadas e trituradas</i>

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.3 Limites do Sistema

Os limites do sistema em uma avaliação de impacto ambiental do ciclo de vida definem quais processos no ciclo de vida do sistema são avaliados (ISO, 2006; EC, 2010a). A delimitação precisa garantir que todos os processos relevantes e, portanto, seus potenciais impactos ambientais, sejam incluídos na avaliação. Em última análise, uma definição precisa dos limites do sistema contribui para reduzir o risco de transferência de carga de uma parte do ciclo de vida para outra.

Para o projeto, a delimitação do sistema de produto e sua fronteira foi estabelecida através da análise minuciosa das etapas e processos unitários essenciais para atender à função e à unidade funcional previamente definidas. Adicionalmente, foram considerados outros processos de reciclagem de Índio encontrados na revisão sistemática da literatura e o processo extração primária, para comparação do processo em destaque.

No processo de reciclagem de Índio proposto, os painéis LCD foram caracterizados pelo conteúdo de plástico, vidro e Índio. A entrada de eletricidade do processo de moagem foi calculada com base no balanço de massa e volume dos painéis LCD e na capacidade de trabalho do moedor. Após a moagem, os painéis triturados passam pelo processo de lixiviação ácida com ácido sulfúrico, que separa os materiais de interesse dos materiais inertes, que depois são precipitados por hidróxido de sódio e secados em estufa. Em todas as etapas há consumo de energia elétrica, conforme descritos na Figura 1, detalhando o processo. Neste estudo de ACV do processo, a etapa de desmontagem dos televisores e smartphones foi incluída ao processo de trituração, pois não há fluxo de produto e energia associado ao processo unitário de desmontagem que caracterize impacto ambiental, entretanto entende-se que é uma etapa essencial para uma alta eficiência no processo de recuperação do material de interesse. Geograficamente, o sistema de produto sob estudo será realizado no estado de São Paulo, Brasil, local onde o processo de recuperação de Índio foi pesquisado. Isso propõe fornecedores de insumos locais e características energéticas regionalizadas. Para a fronteira temporal, será utilizado um ciclo de processo de recuperação de Índio, no ano de 2023, utilizando 1kg de telas de LCD desmontadas e trituradas.

Também, em todas as etapas do processo há geração de efluentes. Os efluentes gerados no processo de reciclagem também foram identificados e descartados conforme sua característica química e física. Em análise das características do efluente líquido gerado durante o processo de Precipitação e Filtração, proposto pelo projeto PIPE

desenvolvido pela empresa SG Científica, revelou a ausência de um sistema específico de tratamento de efluentes. De acordo com a resolução nº 357, de 17 de março de 2005, no capítulo IV, artigo 24, que estabelece as condições e padrões para o lançamento de efluentes, qualquer fonte poluidora só pode ser descartada, direta ou indiretamente, em corpos d'água após receber tratamento adequado e em conformidade com os padrões e exigências especificados nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.

No contexto da avaliação do ciclo de vida do processo, o tratamento de efluentes é considerado parte dos limites do sistema. Isso implica que os impactos ambientais associados ao tratamento de efluentes, como o consumo de energia, a utilização de produtos químicos e as emissões para o ar e água, devem ser incluídos na avaliação. Para garantir a reprodutibilidade e uma conexão adequada e funcional com a avaliação de impacto, é essencial modelar completamente os cenários mencionados até que as emissões de substâncias individuais sejam liberadas no ambiente natural, conforme sugerido pelo Manual do ILCD (ALLAMI *et al.*, 2023).

Dessa forma, foi proposto um processo de tratamento do efluente em questão com o objetivo de assegurar uma avaliação completa de seus impactos ambientais, proporcionando uma compreensão abrangente da sustentabilidade do processo de reciclagem de índio, refletindo fielmente a realidade.

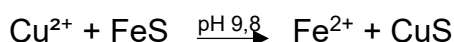
Avaliando a característica química do efluente inicial produzido pela etapa de “Precipitação e Filtração” do processo, observa-se que existem dois principais rejeitos que devem ser mitigados e tratados pois são residuais limitantes. O pH com característica ácida gerado principalmente pelo residual de Ácido Sulfúrico da Lixiviação do processo e a quantidade de cobre solubilizada que apresenta concentração de 2.356,86 mg/L, característica presente em efluentes nos resíduos eletrônicos (OGAWA *et al.*, 2017).

Para a correção do pH, será utilizado o balanço de massa estequiométrico para neutralização do ácido sulfúrico. O balanço de massa estequiométrico é uma ferramenta importante na avaliação do ciclo de vida (ACV) que ajuda a quantificar a entrada e a saída de materiais ao longo do ciclo de vida de um produto (RAO *et al.*, 2004). Tanto o ILCD Handbook quanto as normas ISO 14040 a 14044 destacam a importância dessa abordagem para a coleta e análise de dados de inventário, assegurando que todas as entradas e saídas de materiais sejam contabilizadas corretamente. Isso permite uma avaliação robusta e confiável dos impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto ou processo. Para a neutralização do Ácido Sulfúrico residual, será utilizado o Hidróxido de Sódio já aplicado anteriormente no processo. Dos x gramas presentes no efluente do Ácido

Sulfúrico, serão necessários X gramas de Hidróxido de Sódio. A reação estequiométrica do processo em questão está definida abaixo:



Para o tratamento de resíduos de cobre (Cu^{2+}), foi utilizado o processo de precipitação química. Este o método é amplamente empregado nas indústrias e é considerado um dos mais eficazes e consolidados para a remoção de metais pesados em tratamento de efluentes. Dentre os métodos utilizados, o que mais se aproxima das características químicas, principalmente devido à alta concentração de cobre residual é o método que utiliza Sulfeto Férrico (III) a um pH de 9,8 onde apresenta uma eficiência de remoção de 96% (QASEM *et al.*, 2021). A reação de precipitação química para a remoção de cobre através da precipitação é descrita como e os cálculos para a quantidade de Sulfeto Férrico e pH com base na quantidade de efluente e subproduto são mostrados no apêndice do estudo:



As características dos efluentes antes e depois do tratamento adequado e disposição final são encontrados na Tabela 10. Verificando as características iniciais do efluente produzido e com base no padrão de lançamento de efluentes definido pela resolução Conama, seria necessária a diluição em 9.900 L para que o efluente esteja adequado ao lançamento. Após o tratamento proposto, o efluente será diluído em 264 L de água de descarte.

Tabela 2 – Parâmetros do efluente inicial e após o tratamento.

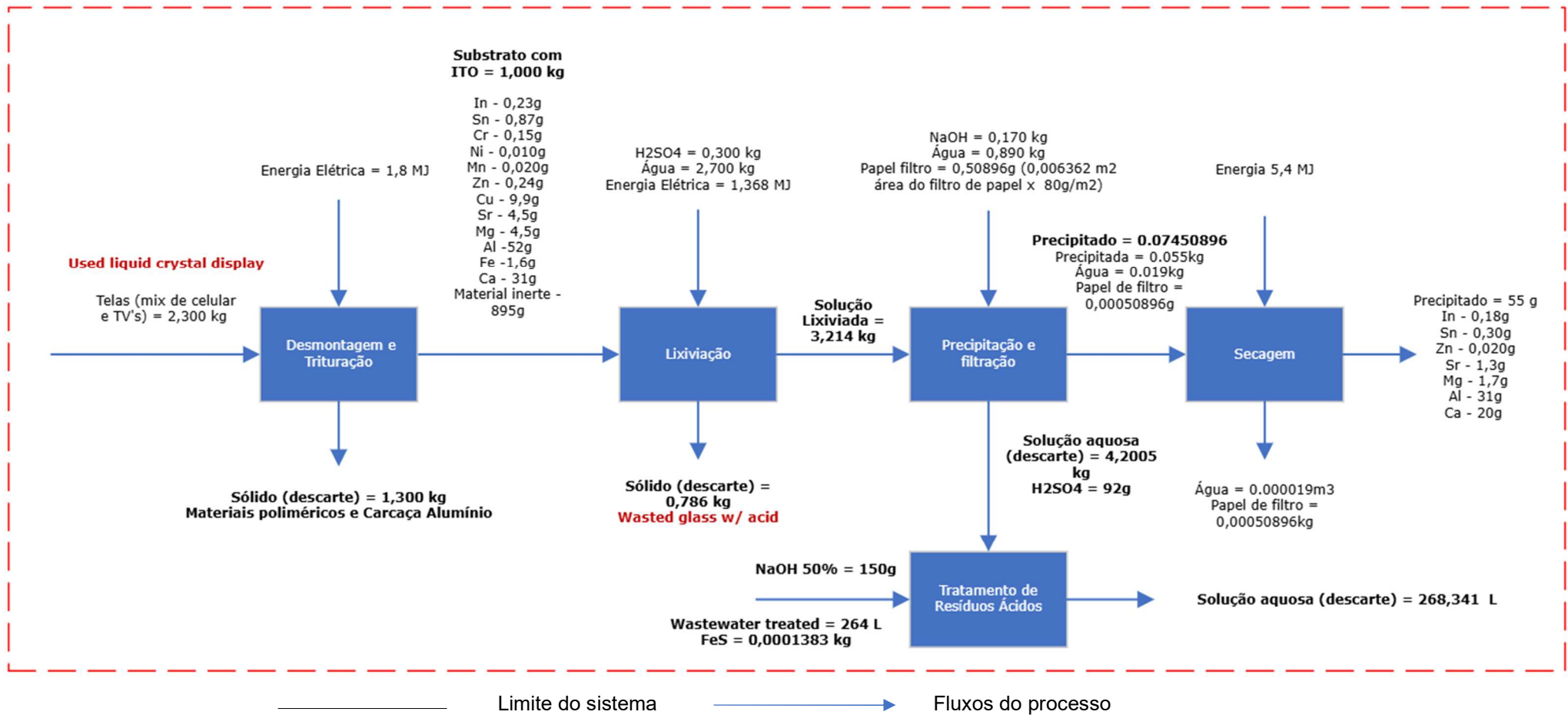
PARÂMETROS INORGÂNICOS	Parâmetros de Lançamento de Efluentes (mg/L)	Concentração do Efluente Inicial (mg/L)	Concentração do Efluente Final (mg/L)
H ₂ SO ₄	pH 6,0 a 9,0*	21902,15	0,0000
NaSO ₄	Não especificado	71658,14	2,9556
In	Não especificado	11,90	0,0003
Sn	4	135,70	0,0039
Cr (Total)	0,5	35,71	0,0010
Ni	2	2,38	0,0001
Mn	1	4,76	0,0001
PARÂMETROS INORGÂNICOS	Parâmetros de Lançamento de Efluentes (mg/L)	Concentração do Efluente Inicial (mg/L)	Concentração do Efluente Final (mg/L)
Zn	5	52,37	0,0015
Cu*	1	2356,86	0,0027
Sr	Não especificado	761,81	0,0218
Mg	Não especificado	666,59	0,0191
Al	Não especificado	4999,40	0,1430
Fe	15	380,91	0,0109
Ca	Não especificado	2618,74	0,0749
FeS	1	-	0,0014
Material Inerte	Não especificado	25944,53	0,7422
Quantidade Agua de Resíduo Tratada	-	9900 L*	264 *

*Componente limitante do processo devido a concentração.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Assim, os limites do sistema de tratamento de efluentes foram redefinidos usando o método de tratamento proposto e suas fronteiras abrangendo todo o contexto proposto pela ISO 14040 e o Manual de ILCD conforme Figura 6:

Figura 6 – Fluxograma do processo e Limites do Sistema.



Fonte: Elaborado pelo autor.

3.4 Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Para a elaboração dos Inventários de Ciclo de Vida (ICV) com base na abordagem atribucional, seguindo a premissa do processo, foi empregada uma ampla gama de tipos e fontes de dados, tanto primários quanto secundários. Essas informações desempenham um papel crucial na identificação dos fluxos elementares de produtos, resíduos e emissões pertinentes ao estudo. Os dados primários foram diretamente coletados do processo de reciclagem do Projeto PIPE, enquanto as fontes secundárias englobam informações obtidas de literatura especializada, manuais técnicos, patentes e bancos de dados relacionados à Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Os dados obtidos estão representados na Tabela 3:

Tabela 3 – Fontes e tipos de dados para o ICV.

Processo	Fontes de dados	Descrição dos dados
Processo de recuperação de Índio	<i>Projeto PIPE</i>	<i>Fluxos de entrada e saída (balanço de massa) de insumos, água, eletricidade, resíduos sólidos e efluentes para o processo de reciclagem</i>
Processo de Produção Primária de Índio	<i>Ecoinvent</i>	<i>Fluxos de entrada e saída (balanço de massa) de insumos, água, eletricidade, de produto com resíduos contendo índio.</i>
Destinação para Aterro Sanitário	<i>Ecoinvent</i>	<i>Fluxos de entrada e saída (balanço de massa) de insumos, água, eletricidade, de produto com resíduos contendo índio.</i>

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os dados para o processo de recuperação de Índio no estado de São Paulo, utilizando a tecnologia de lixiviação, foram obtidos por meio do Projeto PIPE-FAPESP, uma iniciativa conduzida pela empresa SG Soluções Científicas em colaboração com o Departamento de Química da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), São

Carlos/SP. A pesquisa foi liderada pela Dra. Jeyne Pricylla Castro Castilho, sob a coordenação do Prof. Dr. Edenir Rodrigues Pereira Filho.

Para realizar as simulações da avaliação do ciclo de vida do processo de reciclagem de índio, utilizou-se o software OpenLCA (versão 2.2.0). Foram considerados todos os processos envolvidos, desde a extração da matéria-prima até a destinação final em aterro sanitário, com a abrangência do estudo classificada do berço ao túmulo.

Os dados utilizados foram retirados da biblioteca Ecoinvent 3.6, especificamente da seção "Ecoinvent 3.6 – alocação, classificação – unidade", escolhida por sua abordagem que aloca a matéria-prima à produção primária principal, sem considerar o uso de materiais reciclados como alternativa para mitigar o impacto ambiental, (MORENO *et al.* 2021). A seleção dessa biblioteca foi essencial para avaliar o impacto ambiental mitigado pelo processo de reciclagem de índio em relação às fontes primárias de extração de índio.

Foram priorizados os dados com designação BR (Brasil) da Ecoinvent 3.6 que conta também com os dados do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil) no programa OpenLCA. O SICV Brasil é uma plataforma criada para armazenar inventários do ciclo de vida de produtos nacionais, proporcionando uma visão consolidada dos inventários brasileiros para diversos usuários, incluindo governo, indústria e academia. Quando não foi possível acessar esses dados, recorreu-se aos dados designados como RoW (Rest of World), os quais foram regionalizados sempre que viável para adequá-los ao cenário brasileiro (WEIDEMA *et al.*, 2013).

3.4.1 Cenários propostos para avaliação dos impactos

O objetivo da elaboração dos cenários é avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais associados a cada processo do ciclo de Índio do berço ao túmulo. Para essa avaliação, criou-se inventários detalhados dos processos individuais de cada processo de reciclagem, mapeando minuciosamente os fluxos de materiais e energia envolvidos em cada etapa, tanto dentro do território nacional como para destinos internacionais. Além disso, inclui-se a avaliação da produção evitada para verificar os benefícios ambientais decorrentes da não produção de Índio virgem, levando em conta a saída do metal resultante do sistema de tratamento em estudo. Os cenários estudados pelo projeto são descritos na Tabela 4.

Tabela 4 – Cenários de Estudo

Cenário	Descrição
Principal	Insumos: Telas de LCD: 1,0 kg Ácido Sulfúrico: 0,3 kg Hidróxido de Sódio: 0,34 kg Produto: Índio recuperado: 0,00018 kg
Produção primário	(Ecoinvent data quality system) market for indium, from indium production APOS, U;
Aterro Sanitário	(Ecoinvent data quality system) Market of municipal landfill, APOS U

Fonte: Elaborado pelo autor.

O Cenário principal é o ambiente base onde o processo de reciclagem de índio foi projetado e estudado na dissertação. Neste cenário, o processo apresenta etapas de lixiviação, decantação e secagem com obtenção final de 0,18g de Índio reciclado (78% de Índio recuperado). Para o cenário otimizado proposto, utiliza-se o cenário principal como referência, porém com uma quantidade de Índio reciclado de 0,23g (100% de Índio recuperado). Este cenário foi proposto pois grande parte dos estudos avaliação do ciclo de vida de processos de reciclagem de índio verificados através da revisão da literatura apresentam rendimento superior a 98%.

Para o cenário de produção primária foi utilizada a base de dados do Ecoinvent, versão 3.6, descrita como “mercado de índio, da produção de índio APOS, U”. Este conjunto de dados descreve a produção primária de 1 kg de índio metálico (99,999%) em dados globais de produção. O conjunto de dados inclui a lixiviação e extração com solvente de subprodutos da hidrometalurgia do zinco, a subsequente etapa de cementação e fundição do ânodo, a eletrorefinação do índio, o refino final a vácuo e a infraestrutura de produção. Nenhuma fonte secundária de sucata pós-consumo é considerada; apenas a fonte mais importante de matéria-prima de índio.

No último cenário, utilizou-se a disposição direta do resíduo para o aterro sanitário, comumente empregada no cenário nacional. De acordo com a literatura, uma parcela

significativa do lixo eletrônico no Brasil ainda é enviada para aterros domésticos. (SANTOS e OGUNSEITAN, 2022).

3.5 Avaliação do impacto do ciclo de vida

Este estudo abordou o uso de pontos intermediários (MidPoint) para medir os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida, conforme definido pela metodologia ReCiPe. Os pontos intermediários representam estágios intermediários na cadeia de eventos que culminam em um impacto ambiental final. Ao aplicar o método ReCiPe, foi analisada detalhadamente a contribuição de cada insumo para as diversas categorias de impacto ambiental. O ReCiPe abrange uma ampla gama de categorias (um total de 18), permitindo uma avaliação mais abrangente dos efeitos ambientais ao longo do ciclo de vida. Isso possibilita a consideração não apenas dos impactos diretos, mas também dos efeitos indiretos e sistêmicos. O método aborda tanto os impactos locais quanto os globais, incluindo questões como mudanças climáticas, toxicidade humana, acidificação, entre outros.

Considerando a relevância, foram escolhidas as categorias de impactos que mais sejam significativas para o processo de reciclagem de Índio que são descritas, como: Aquecimento Global (Global Warming) - avalia as emissões de gases de efeito estufa e seu impacto no aumento da temperatura global; Esgotamento de Recursos Abióticos (Abiotic Resource Depletion) - mede a utilização e a exaustão de recursos não biológicos, como minerais e metais; Esgotamento de Recursos Bióticos (Biotic Resource Depletion) - avalia o uso e a redução de recursos biológicos, como água doce e solo; Formação de Oxidantes Fotoquímicos (Photochemical Oxidant Formation) - analisa a formação de compostos que contribuem para a formação de *smog* fotoquímico; Acidificação (Acidification) - avalia as emissões de poluentes que contribuem para a acidificação do solo e da água; Eutrofização Aquática (Freshwater Eutrophication) - mede as emissões de nutrientes que levam ao crescimento excessivo de plantas em corpos d'água; Eutrofização Marinha (Marine Eutrophication) - avalia o lançamento de nutrientes que resultam no crescimento excessivo de algas marinhas; Toxicidade Humana (Human Toxicity) - analisa os efeitos tóxicos das substâncias em humanos; Toxicidade Terrestre (Terrestrial Toxicity) - mede o impacto tóxico de substâncias em organismos terrestres. Toxicidade Aquática (Freshwater Ecotoxicity) - avalia os efeitos tóxicos de substâncias em organismos aquáticos de água doce; Toxicidade Marinha (Marine Ecotoxicity) - mede os efeitos tóxicos de substâncias em organismos marinhos; Ozônio na Troposfera (Tropospheric Ozone Formation) - analisa a formação de

ozônio na troposfera como resultado de reações químicas; Respiração Atmosférica (Particulate Matter Formation) - avalia a formação de partículas suspensas no ar que podem afetar a qualidade do ar; Ecotoxicidade do Solo (Soil Ecotoxicity) - analisa os efeitos tóxicos de substâncias no solo e em organismos terrestres; Uso de Solo (Land Use) - avalia a conversão de terra natural em uso humano, incluindo edifícios e infraestrutura; Uso de Água (Freshwater Use) - mede o uso de recursos hídricos, considerando a escassez regional de água e; Esgotamento de Recursos Metálicos (Metal Depletion) - avalia o esgotamento de recursos metálicos provenientes da extração e utilização desses metais ao longo do ciclo de vida de um produto ou processo.

No método ReCiPe pode-se trabalhar com diferentes conjuntos de ponderações que podem ser usados para calcular os impactos ambientais no nível de MidPoint (ou ponto médio): a) I (Individualistic) que representa uma perspectiva individualista que enfatiza os impactos de curto prazo. Este conjunto de ponderações tende a considerar os efeitos que serão sentidos em breve, refletindo uma abordagem mais focada no presente e nos interesses individuais; b) H (Hierarchist) que se baseia em uma perspectiva hierárquica que equilibra entre as preocupações de curto e longo prazo e que será abordada no estudo. Esta abordagem é muitas vezes considerada como a "padrão" ou mais equilibrada no método ReCiPe, representando um meio-termo entre as outras duas perspectivas. Reflete um consenso de especialistas sobre como lidar com incertezas nos impactos ambientais e c) (Egalitarian) que reflete uma perspectiva igualitária que dá mais peso aos impactos de longo prazo. Este conjunto de ponderações tende a considerar os efeitos que ocorrerão em um futuro distante, adotando uma abordagem mais precavida e focada na justiça intergeracional (DONG e NG, 2014)

As vantagens de utilização deste método hierárquico, comparado aos demais, tornam o ReCiPe MidPoint (H) uma abordagem popular e amplamente utilizada na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (LCIA) por sua perspectiva equilibrada, flexibilidade e confiabilidade.

3.6 Análise de sensibilidade

O propósito fundamental da análise de sensibilidade é avaliar a solidez e confiabilidade dos resultados e conclusões do estudo. Isso envolve uma investigação rigorosa sobre como esses resultados e conclusões podem ser influenciados por incertezas nos dados, bem como pelas escolhas feitas no que diz respeito aos métodos de alocação

ou aos cálculos dos indicadores de categoria. Vale ressaltar que a verificação de sensibilidade deve incorporar os resultados provenientes das análises de sensibilidade e incerteza, caso estas análises tenham sido conduzidas em fases anteriores do estudo, como a ICV (Inventário do Ciclo de Vida) e a AICV (Avaliação do Ciclo de Vida do Produto) (ABNT, 2009b).

Segundo a NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), a análise de sensibilidade é um procedimento para verificar como os resultados de um estudo se comportam diante de mudanças nos dados de entrada, estimando o quanto essa mudança pode interferir no perfil ambiental ou em outro resultado da ACV. Consiste na variação de parâmetros, modelos ou métodos utilizados e na verificação de como os resultados finais se comportam, e avaliação das alternativas, o que ajuda a entender a magnitude dos efeitos das suposições realizadas (BENEDET JUNIOR, 2007).

Para o estudo buscou-se verificar se a mudança do método de AICV alteraria os resultados para categorias semelhantes. Para comparar os impactos ambientais, foram empregadas as metodologias de avaliação do impacto ambiental mais amplamente utilizadas em estudos correlatos de avaliação do ciclo de vida de processos de reciclagem de índio, conforme apresentado na seção 2.2.6.2. Estas incluem a metodologia ReCiPe 2016, IPCC, CML 2001 e IMPACT 2002+ e ILCD 2.0 2018 (MidPoint).

3.7 Análise semiquantitativa de dados (Matriz Pedigree)

A Matriz Pedigree é uma ferramenta crucial na Análise do Ciclo de Vida (ACV), permitindo que o pesquisador traduza aspectos qualitativos relevantes de um objeto de estudo em uma forma quantitativa. Ela funciona como uma ferramenta para quantificar descrições qualitativas, incorporando valores epistêmicos e não epistêmicos e abordando incertezas. O instrumento integra o julgamento de especialistas sobre a confiabilidade e utiliza um processo multicritério para apoiar os valores atribuídos às opiniões (pedigree), conforme descrito por Ciroth *et al.* (2017).

Na Matriz Pedigree, cada coluna da primeira linha orienta a transformação de critérios de qualidade em uma escala numérica (indicadores de pontuação). A primeira coluna define um conjunto de indicadores que guiam e delimitam o escopo dos dados (indicadores de análise). Nas células restantes da tabela, são fornecidas descrições qualitativas para medir o escopo e o domínio dos dados (indicadores de qualidade),

estabelecendo critérios para converter um domínio qualitativo do indicador de qualidade em um valor numérico apropriado, com base nos indicadores de pontuação e de análise.

Tabela 5 – Pontuações dos critérios de qualidade da Matriz Pedigree.

Categoria de incerteza	1	2	3	4	5
Confiança na fonte	Dados verificados baseados em medidas	Dados verificados parcialmente baseados em estimativas ou dados não verificados baseados em medidas	Dados não verificados parcialmente baseados em estimativas qualificadas	Estimativa qualificativa ou dados derivados de informações teóricas	Estimativa não qualificada
Completeza	Dados representativos para um número relevante de empresas durante um período que permita eliminar flutuações	Dados representativos de > 50% do mercado durante um período que permita eliminar flutuações	Dados representativos para uma fatia pequena de empresas, mas relevante para o mercado em estudo ou dados de mais de 50% de empresas por um curto período de tempo	Dados representativos para somente uma empresa relevante para o mercado considerado	Representatividade desconhecida ou dada de um pequeno número de empresas em um curto período de tempo
Correlação temporal	Menos de 3 anos de diferença para o ano de referência	Menos de 6 anos de diferença para o ano de referência	Menos de 10 anos de diferença para o ano de referência	Menos de 15 anos de diferença para o ano de referência	Data desconhecida ou mais de 15 anos de diferença para o ano de referência
Correlação geográfica	Dados da área em estudo	Dados médios de uma área maior que a área do estudo	Dados de uma área menor que a do estudo ou dados de uma área similar	-	Dados desconhecidos ou dados de área distinta a área de estudo

Categoria de incerteza	1	2	3	4	5
Correlação tecnológica	Dados de empreendimentos, processos e matérias do estudo	-	Dados de processos ou materiais correlatos, mas mesma tecnologia ou dados de processos e materiais do estudo, mas de diferente tecnologia	Dados de processos ou materiais correlatos, mas diferente tecnologia ou dados de escala laboratorial e mesma tecnologia	Dados de processos ou materiais correlatos, mas com diferente tecnologia e em escala laboratorial

Fonte: Elaborado pelo autor.

No ecoinvent, os códigos são representados por valores numéricos de pontuação, variando de 1 a 5 para cada indicador da matriz. Para calcular a incerteza geral, os resultados da matriz de pedigree no ecoinvent passam por uma transformação usando a Tabela 2. Os valores nesta tabela de transformação nunca excedem 2 e são predominantemente inferiores a 1,5. Esses fatores proporcionam uma base sólida para toda a avaliação genérica da incerteza no ecoinvent.

Tabela 6 – Valores de incerteza utilizados para o cálculo na Matriz Pedigree.

Fatores de Incerteza de dados	1	2	3	4	5
Confiança na fonte	1	1,05	1,1	1,2	1,5
Completeza	1	1,02	1,05	1,1	1,2
Correlação temporal	1	1,03	1,1	1,2	1,5
Correlação geográfica	1	1,01	1,02	-	1,1
Correlação tecnológica	1	-	1,2	1,5	2

Fonte: Elaborado pelo autor.

A incerteza na Avaliação do Ciclo de Vida pode ser definida de diversas maneiras. Neste estudo, o foco está na análise da incerteza especificada em uma escala comum na

Matriz Pedigree, traduzindo incertezas qualitativas em quantitativas. A análise de incerteza neste estudo foi baseada nos fluxos de entrada e saída dos processos, classificados por meio de uma análise subjetiva orientada pela descrição de dados da Matriz Pedigree. Uma vez avaliada a pontuação do indicador, conforme quadro, seu respectivo fator de incerteza e o fator básico de incerteza podem ser determinados através das Tabelas 2 e 3. Então, o respectivo grau de incerteza (intervalo de 95% - SDg95) é calculado através da Equação 1:

$$SD_{95} = \exp^{\sqrt{\ln(U_1)^2 + \ln(U_2)^2 + \ln(U_3)^2 + \ln(U_4)^2 + \ln(U_5)^2}}$$

Onde:

U1 = Fator de incerteza do indicador Confiança na Fonte;

U2 = Fator de incerteza do indicador Completeza;

U3 = Fator de incerteza do indicador Correlação Temporal;

U4 = Fator de incerteza do indicador Correlação Geográfica;

U5 = Fator de incerteza do indicador Correlação Tecnológica;

3.8 Análise probabilística de dados (Monte Carlo)

A simulação de Monte Carlo é o método de amostragem numérica mais comumente utilizado em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (LCIA) que envolvem normalização ou ponderação de processos. O método de Monte Carlo é uma técnica de análise estatística utilizada para quantificar incertezas em modelos complexos, que pode ser aplicada a estudos de ACV. Este método envolve a execução de muitas simulações para explorar a variabilidade dos resultados com base na variabilidade dos dados de entrada (BARAHMAND e EIKELAND, 2022).

Para descrição do funcionamento da Simulação de Monte Carlo são supostos “n” dados quaisquer ($x_1, x_2, \dots, x_n$) obtidos através de medições *in loco*. Com base em uma análise estatística simples nos mesmos obtém-se sua distribuição de probabilidade e respectiva média μ e desvio padrão σ . O que o método de Monte Carlo faz é gerar novos dados sucessivamente de forma aleatória (x_{n+1}), dentro do intervalo da curva de distribuição de probabilidade definida pela função $F(x)$ que representa os dados obtidos ($x_1, x_2, \dots, x_N$). Com estes novos dados ($x_1, x_2, \dots, x_{n+1}$), é gerada uma nova distribuição de

probabilidade $F(x)$ destes dados, média μ e desvio padrão σ e assim por fim, é obtida a nova média e o respectivo desvio padrão para os dados simulados (VOSE, D, 1997).

A simulação de Monte Carlo permite que os uma análise das incertezas nos parâmetros de entrada, tais como abordagens de alocação e métodos de AICV, verificando como podem afetar os resultados da ACV. Ele gera uma distribuição de probabilidade de resultados potenciais executando repetidamente o modelo LCA com valores de entrada amostrados aleatoriamente dentro de intervalos especificados (BARAHMAND e EIKELAND, 2022).

Assim, para a análise de incerteza de dados, a simulação de Monte Carlo é utilizada por ser a mais aconselhada para realizar a análise de incerta acerca dos valores obtidos pelas simulações de AICV. Para as categorias de utilizadas na simulação de Monte Carlo, foram adotadas as mesmas da análise de sensibilidade, com os critérios de utilização definidos anteriormente. O programa utilizado para a simulação é o próprio programa do openLCA, que possui a funcionalidade de análise de Monte Carlo. A quantidade de simulações com variação de entrada de dados definida pelo próprio programa foi definida como 1000.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do estudo de avaliação do ciclo de vida do processo de reciclagem de Índio foram inicialmente analisados para identificar os impactos evitados pelo processo de reciclagem em relação ao processo de produção primária. Para identificar e priorizar os principais causadores de danos ambientais, os impactos foram então normalizados conforme metodologia.

Após essa etapa, comparações foram feitas com os cenários propostos para o estudo. A análise de sensibilidade foi conduzida para verificar a robustez dos resultados, junto com a avaliação da qualidade dos dados por meio da análise da matriz pedigree, que examina a incerteza dos dados coletados durante o processo.

4.1 Avaliação do impacto ambiental associados ao processo de Reciclagem

A aplicação do processo no programa OpenLCA, com a seleção das matérias primas destinadas à reciclagem de Índio pelo processo PIPE-FAPESP, pode ser verificada na Tabela 5 com as entradas e saídas de todo o processo, bem como a quantidade e os fornecedores que foram selecionados conforme descrito na metodologia.

Para a análise dos impactos ambientais diretos, foi utilizado o método ReCiPe MidPoint (H) que se baseia em uma perspectiva hierárquica que equilibra entre as preocupações de curto e longo prazo. Na Tabela 7, estão destacados os principais impactos ambientais presentes no processo de reciclagem de Índio conforme limites do sistema estabelecidos na figura 6.

Tabela 7 – Reultados dos impactos ambientais utilizando a metodologia ReCiPe.

Categoria de Impacto	Unidade Referência	Resultado
ocupação de terras agrícolas (ALOP)	m2a	0,000136396
alterações climáticas (GWP100)	kg CO2-Eq	-0,040302312
esgotamento fóssil (FDP)	kg oil-Eq	-0,011139573
ecotoxicidade de água doce (FETPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	-0,009929029
eutrofização de água doce (FEP)	kg P-Eq	-4,95859E-05
toxicidade humana (HTPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	-0,119915579
ecotoxicidade marinha (METPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	-0,008935446
eutrofização marinha (MEP)	kg N-Eq	-8,18389E-05
esgotamento de metal (MDP)	kg Fe-Eq	-0,00112829
transformação natural da terra (NLTP)	m2	-6,4791E-06
destruição da camada de ozono (ODPinf)	kg CFC-11-Eq	-3,78222E-09
formação de material particulado (PMFP)	kg PM10-Eq	-0,000125295
formação de oxidante fotoquímico (POFP)	kg NMVOC	-0,000240674
acidificação terrestre (TAP100)	kg SO2-Eq	-0,000320051
ecotoxicidade terrestre (TETPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	-2,5541E-05
ocupação do solo urbano (ULOP)	m2a	0,000520603
esgotamento de água (WDP)	m3	0,000384064

Fonte: Elaborado pelo autor.

Com base nos resultados obtidos nas categorias de impacto pode-se observar que grande parte apresentam impactos ambientais mitigados através da substituição da matéria-prima produzida pela extração primária de índio pelo índio reciclado: alterações climáticas (GWP100), esgotamento fóssil (FDP), ecotoxicidade de água doce (FETPinf), eutrofização de água doce (FEP), toxicidade humana (HTPinf), ecotoxicidade marinha (METPinf), eutrofização marinha (MEP), esgotamento de metal (MDP), transformação natural da terra (NLTP), destruição da camada de ozono (ODPinf), formação de material particulado (PMFP), formação de oxidante fotoquímico (POFP), acidificação terrestre (TAP100) e ecotoxicidade terrestre (TETPinf). Entretanto, observa-se que o processo de reciclagem de índio apresenta impactos ambientais maiores que o processo primário: ocupação de terras agrícolas (ALOP), ocupação do solo urbano (ULOP) e esgotamento de água (WDP).

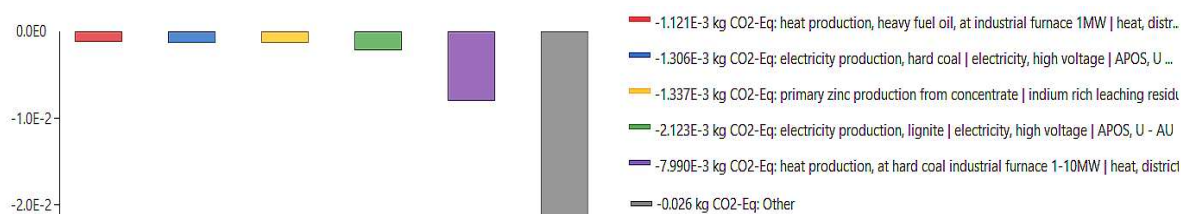
Serão analisadas todas as categorias de impacto na seção seguinte para ter uma análise robusta destes impactos mitigados e não mitigados no processo de reciclagem de índio. Os resultados apresentados têm base comparativa com o cenário do processo primário de extração de índio, onde o produto gerado no processo de reciclagem foi substituto de 100% no processo primário, onde assim, apresentam resultados de impacto ambiental, mitigado ou acrescidos ao produto.

4.2 Avaliação dos impactos mitigados

4.2.1 Mudanças Climáticas (GWP100)

A categoria de impacto ambiental sobre alterações climáticas (GWP100) refere-se ao potencial de aquecimento global (Global Warming Potential) ao longo de um horizonte de 100 anos. Esta categoria mede o impacto das emissões de gases de efeito estufa (GEE) na mudança climática, levando em consideração a capacidade desses gases de reter calor na atmosfera e contribuir para o aquecimento global. No Gráfico 1, os principais processos que impactam o processo de reciclagem de Índio são descritos:

Gráfico 1 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria alterações climáticas (GWP100).



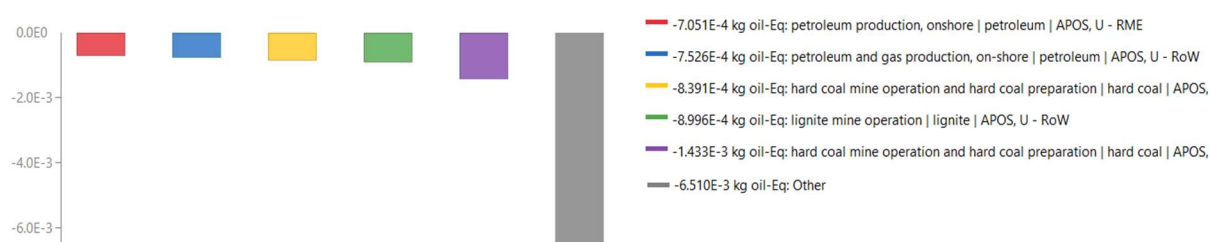
Fonte: Elaborado pelo autor.

Observando o gráfico, não é possível identificar um impacto evitado significativo de um processo específico de alterações climáticas, entretanto, é plausível afirmar que grande parte dos impactos associados está relacionado a produção de energia elétrica de diferentes fontes de processos secundários. Os processos primários de produção de energia elétrica, descritas como “Electricity from Brazilian hydroelectric power plants – BR”, utilizados nas etapas de reciclagem não apresentam um impacto significativo nesta categoria, isto porque a matriz energética brasileira, correspondente de energia hidrelétrica, é considerada uma fonte renovável com impacto relativamente baixo nas emissões de gases de efeito estufa em comparação com outras fontes de energia (GEHRKE, 2022).

4.2.2 Esgotamento fóssil (FDP)

A categoria esgotamento fóssil (FDP), ou esgotamento de recursos fósseis, no método ReCiPe Midpoint (H), refere-se ao impacto ambiental associado ao uso de combustíveis fósseis, como petróleo, gás natural e carvão. Esses recursos são não-renováveis e a sua extração e consumo têm implicações significativas para a sustentabilidade e para o meio ambiente. Os principais impactos associados ao processo estão demonstrados no Gráfico 2.

Gráfico 2 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria esgotamento fóssil (FDP).



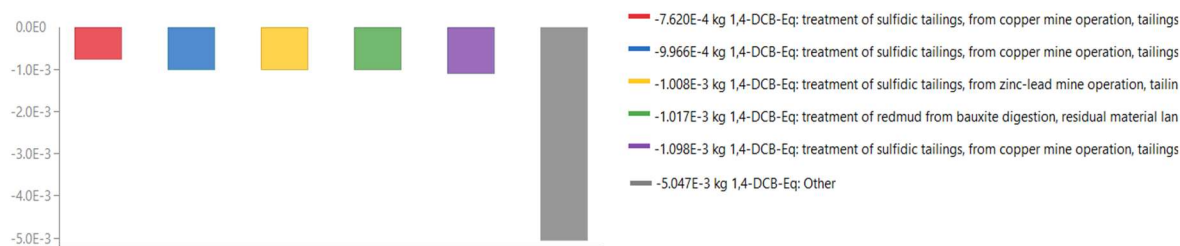
Fonte: Elaborado pelo autor.

Assim como os impactos ambientais relativos as alterações climáticas citados anteriormente, não é possível associar um processo específico que impacte esta categoria. Os processos estão relacionados a produção de energia elétrica de diferentes fontes de produção. Porém, vale ressaltar que a extração de gás natural para extração de enxofre, responsável pela produção de Ácido Sulfúrico presente na etapa de lixiviação do processo, foi identificada e gera um impacto de 7,61E-06 kg oil-Eq.

4.2.3 Ecotoxicidade de água doce (FETPinf)

O impacto ambiental da ecotoxicidade de água doce (FETPinf) no método ReCiPe Midpoint (H) avalia como as substâncias químicas afetam os ecossistemas aquáticos de água doce, considerando sua toxicidade, persistência e potencial de bioacumulação. Este tipo de avaliação é essencial para identificar substâncias perigosas, entender seus impactos e desenvolver estratégias eficazes para proteger os ecossistemas aquáticos e promover a sustentabilidade ambiental (HUIJBREGTS *et al.*, 2017).

Gráfico 3 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ecotoxicidade de água doce (FETPinf).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Nos resultados obtidos, os principais processos que foram evitados através do processo de reciclagem estão ligados a operação de minas de zinco, onde podem ser extraídos diversos elementos químicos como Cobre, Cádmio, Ferro e o próprio Índio.

Na extração primária do índio como subproduto da mineração de zinco, o zinco é inicialmente extraído na forma de sulfeto de zinco (ZnS). O concentrado de zinco é aquecido em um forno na presença de ar, o que converte o sulfeto de zinco (ZnS) em óxido de zinco (ZnO) e libera dióxido de enxofre (SO_2) como rejeito. O óxido de zinco é então dissolvido em ácido sulfúrico por meio de um processo de lixiviação, formando sulfato de zinco ($ZnSO_4$). Após a remoção do zinco, o índio é recuperado dessas soluções de lixiviação (JIA *et al.*, 2022)

4.2.4 Eutrofização de água doce (FEP)

O impacto ambiental da eutrofização de água doce (FEP) no método ReCiPe Midpoint (H) avalia como o excesso de nutrientes, principalmente fósforo, contribui para o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, resultando em uma série de problemas ambientais e de qualidade da água. O Gráfico 4 apresenta os principais processos que impactam na eutrofização de água doce.

Gráfico 4 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria eutrofização de água doce (FETPinf).



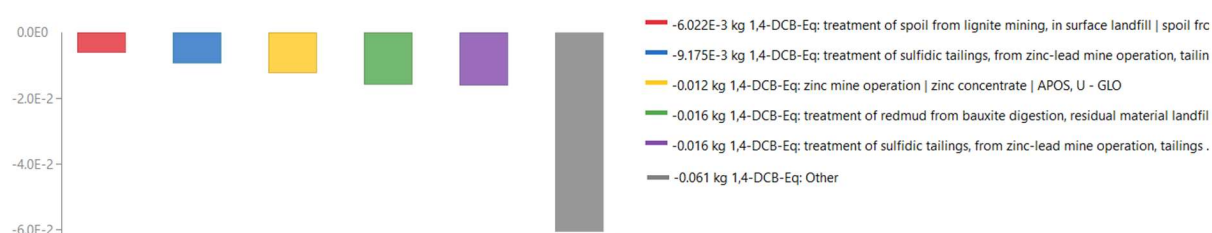
Fonte: Elaborado pelo autor.

A categoria apresenta uma distribuição de dados, abrangendo diversas fontes de impacto mas a principal fonte de emissão está relacionada ao tratamento de rejeito sulfídricos onde o fósforo está presente, neste caso com impacto de que foi mitigado de 0,00014 kg. Quando o fósforo dos rejeitos de minas entra em corpos d'água, ele pode estimular o crescimento de algas. Esse rápido crescimento de algas pode bloquear a luz solar e reduzir os níveis de oxigênio na água, levando à morte de peixes e outros organismos aquáticos.

4.2.5 Toxicidade humana (HTPinf)

A categoria de impacto de toxicidade humana (HTPinf) no método ReCiPe é uma ferramenta para avaliar os impactos potenciais de substâncias tóxicas em seres humanos. Ela fornece uma visão abrangente dos riscos associados à via de exposição (ingestão, inalação ou contato dérmico) podendo afetar o potencial de toxicidade de substâncias químicas ao longo do ciclo de vida de produtos e processos, auxiliando na tomada de decisões informadas e na promoção de práticas sustentáveis.

Gráfico 5 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria toxicidade humana (HTPinf).



Fonte: Elaborado pelo autor.

A categoria apresenta uma distribuição de dados, abrangendo diversas fontes de impacto. No entanto, semelhante aos impactos de ecotoxicidade, os processos relacionados à operação de minas de zinco, especialmente as emissões de metais pesados durante o processo de extração, são a principal fonte de emissão.

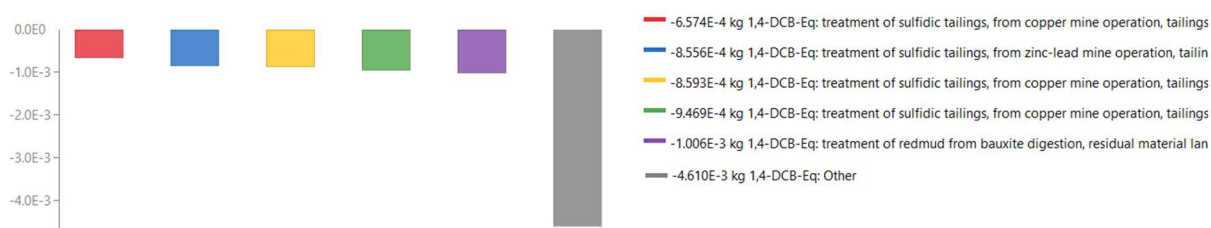
Quando minerais de sulfeto, como a esfalerita (ZnS) e a pirita (FeS_2), são expostos ao ar e à água durante as operações de mineração, eles podem oxidar e formar ácido sulfúrico (H_2SO_4). Este processo, conhecido como drenagem ácida de mina, pode mobilizar metais pesados tóxicos presentes nos resíduos de mineração, como cádmio, chumbo,

mercúrio e arsênio. Esses metais pesados podem contaminar fontes de água e solo, levando à ingestão de substâncias tóxicas por humanos (HAN *et al.*, 2022).

4.2.6 Ecotoxicidade marinha (METPinf)

A ecotoxicidade marinha (Marine Ecotoxicity Potential, METPinf) é uma categoria de impacto ambiental que avalia o potencial de substâncias químicas para causar danos aos ecossistemas marinhos. Este impacto é particularmente relevante em processos industriais, incluindo a reciclagem hidrometalúrgica, onde os efluentes e resíduos podem conter substâncias tóxicas que, se não gerenciadas adequadamente, podem ser liberadas no ambiente marinho.

Gráfico 6 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ecotoxicidade marinha (METPinf).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Assim como as categorias de impacto de ecotoxicidade em água doce, os principais processos que foram evitados através do processo de reciclagem estão ligados a operação de minas de zinco, neste caso as emissões estão ligadas as emissões de Zinco (Zn), Níquel (Ni), Prata (Ag) e Cobre (Cu) com os respectivos valores de $-1,35605E-5$, $-2,29958E-5$, $-3,30252E-5$ e $-0,00110$ kg 1,4-DCB-Eq.

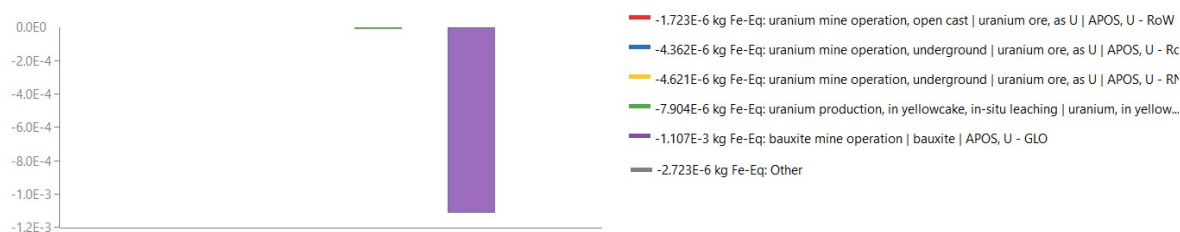
O impacto apresenta uma distribuição uniforme, onde a categoria “Outros” está dividida entre os processos de tratamento de sulfetos, produção de zinco e tratamento de resíduos de minas de bauxita.

4.2.7 Esgotamento de metal (MDP)

O esgotamento de metal (MDP) é uma categoria de impacto no método ReCiPe da Avaliação de Ciclo de Vida que avalia o consumo não sustentável de recursos metálicos não renováveis ao longo do ciclo de vida de um produto ou processo. Essa avaliação é

importante para promover a sustentabilidade e a eficiência no uso de recursos metálicos na economia global.

Gráfico 7 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria esgotamento de metal (MDP).



Fonte: Elaborado pelo autor.

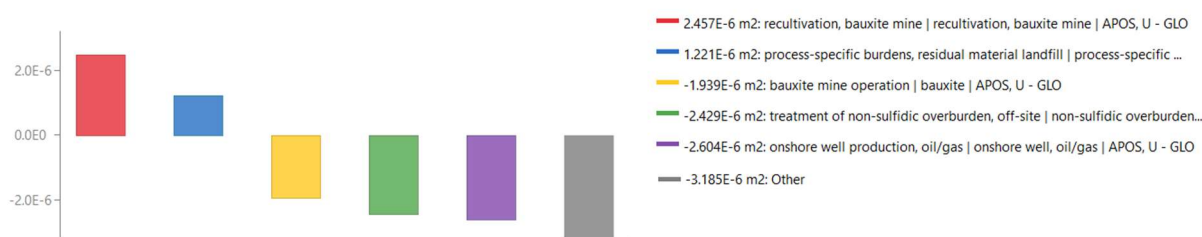
Nos impactos associados ao esgotamento de metais, o principal impacto evitado está relacionado à operação de minas de bauxita. Esta operação não está diretamente ligada ao processo de produção de Índio mas sim relacionada aos insumos utilizados no processo, principalmente nas operações de mineração de Índio. Em minas de bauxita, o principal elemento extraído é o Alumínio, assim o composto hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$) tem aplicações específicas nas operações de mineração de zinco tratamento de soluções.

Para o tratamento de efluentes, o hidróxido de alumínio pode ser utilizado para precipitar metais pesados presentes nos efluentes, facilitando sua remoção antes da descarga final ou do reúso da água. No processo citado, segundo a base de dados do Ecoinvent, ele é produzido como subproduto da incineração de diferentes tipos de resíduos em incineradores que incluem o processo FLUWA - filtro e lavagem de cinzas volantes que remove esta lama de hidróxido metálico rica em zinco.

4.2.8 Transformação natural da terra (NLTP)

A transformação natural da terra, ou Natural Land Transformation Potential (NLTP), é um indicador usado em avaliações de impacto ambiental para medir o impacto das atividades humanas na transformação de terras naturais que afetam a proteção e conservação dos ecossistemas naturais e biodiversidade, saúde dos solos e regular o clima, destacando a importância do uso sustentável da terra.

Gráfico 8 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria transformação natural da terra (NLTP).



Fonte: Elaborado pelo autor.

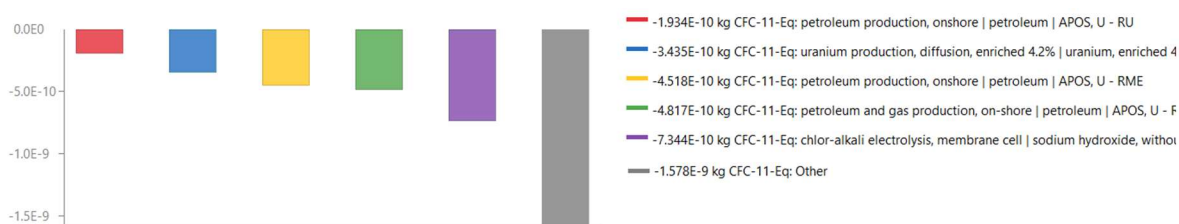
Dentre os impactos observados, destaca-se o aumento de um impacto no processo de recultivação das minas de bauxita, que é uma prática de recuperação ambiental que busca restaurar a terra após a mineração para um estado próximo ao natural, ou pelo menos, reestabelecer alguma forma de uso sustentável da terra recuperando a vegetação e reabilitando o solo. Outro aumento de impacto nesta categoria está relacionado aos processos de disposição e tratamentos de resíduos para aterros sanitários.

Os impactos mitigados são para operação de minas de bauxita, para tratamento de resíduos sem sulfeto além das fronteiras de operação das minas de zinco e a produção de óleo/gás utilizados na produção de energia de diferentes matrizes energéticas.

4.2.9 Destruição da camada de ozônio (ODPinf)

A medição do potencial de destruição da camada de ozônio (ODPinf) através do método ReCiPe Midpoint, considera as emissões de substâncias com potencial de destruição da camada de ozônio ao longo do ciclo de vida de produtos e processos. pois a camada de ozônio protege a vida na Terra dos efeitos nocivos da radiação ultravioleta (UV) do sol.

Gráfico 9 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria destruição da camada de ozônio (ODPinf).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Entre os processos mitigados pela recuperação de índio através do processo de reciclagem proposto, destaca-se a produção de hidróxido de sódio por meio de membranas

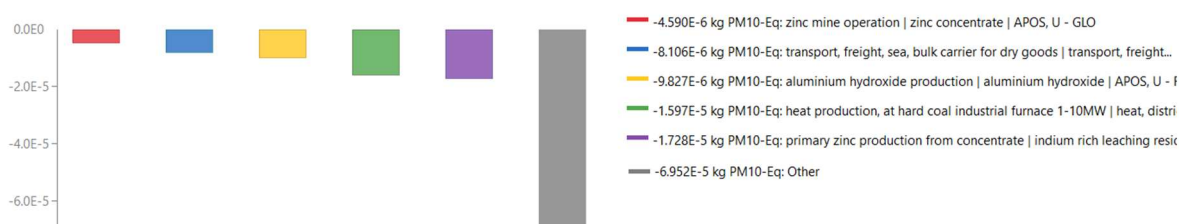
eletrolíticas. O hidróxido de sódio é utilizado no processo de extração primária de índio, especificamente nas etapas de precipitação e neutralização do pH.

Durante a produção de hidróxido de sódio pelo método de eletrólise por célula de membrana, há a produção de gás cloro como subproduto. No entanto, é crucial que a geração e o controle desse gás sejam rigorosamente gerenciados para evitar liberações não controladas.

4.2.10 Formação de material particulado (PMFP)

A formação de material particulado (PMFP) é um indicador do método ReCiPe Midpoint que reflete o impacto ambiental e na saúde humana das emissões de partículas finas, focando especificamente em partículas como PM10 e PM2.5.

Gráfico 10 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria formação de material particulado (PMFP).



Fonte: Elaborado pelo autor.

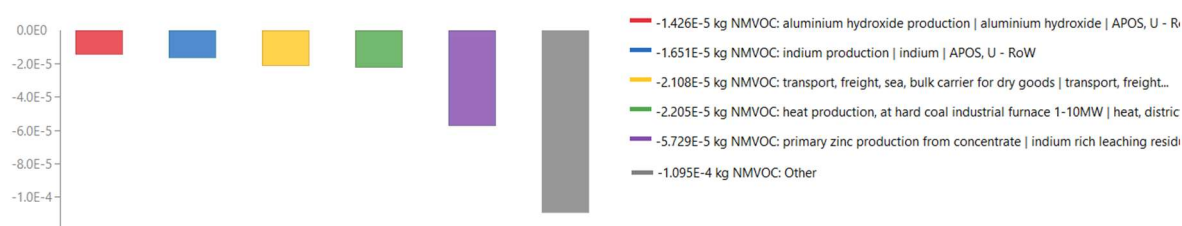
Essa categoria de impacto apresenta uma ampla distribuição de dados, abrangendo diversas fontes de impacto ao longo da cadeia de suprimentos para a produção de índio. Destacam-se os processos relacionados à produção primária de zinco, o tratamento de resíduos ricos em índio, a mineração de zinco, a produção de hidróxido de alumínio e o transporte de matérias-primas. Todos esses processos contribuem significativamente para a emissão de material particulado e, conseqüentemente, para os impactos ambientais e de saúde humana associados.

4.2.11 Formação de oxidante fotoquímico (POFP)

A formação de oxidante fotoquímico, medida pelo potencial de formação de oxidante fotoquímico (POFP – Photochemical Ozone Formation Potential), é um indicador utilizado no método ReCiPe Midpoint para avaliar o impacto ambiental das emissões de precursores

de ozônio troposférico que é um poluente nocivo que afeta a saúde humana e o meio ambiente. Os precursores de ozônio troposférico são Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs) que são emissões de solventes, combustíveis, e outros produtos químicos, e Óxidos de Nitrogênio (NO_x) formados por emissões de veículos, indústrias, e processos de combustão.

Gráfico 11 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria formação de oxidante fotoquímico (POFP).



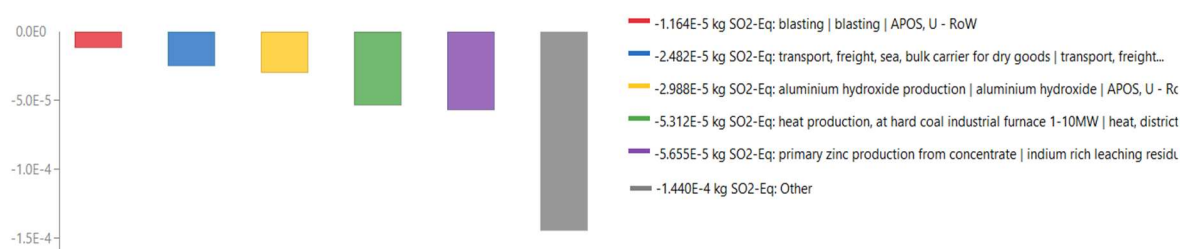
Fonte: Elaborado pelo autor.

Embora as emissões de compostos orgânicos voláteis (COV) e óxidos de nitrogênio (NO_x) não sejam destacadas como poluentes primários, as evidências disponíveis sugerem que a produção primária de zinco a partir de concentrados pode gerar estes precursores do ozono troposférico até certo ponto, dependendo dos processos e controles específicos (VAN GENDEREN *et al.*, 2016).

4.2.12 Acidificação terrestre (TAP100)

A acidificação terrestre, para análise de impactos no método ReCiPe, está relacionada às emissões de substâncias ácidas, como dióxido de enxofre (SO₂) e óxidos de nitrogênio (NO_x), que podem resultar na acidificação do solo quando depositadas causando impactos em diferentes ecossistemas.

Gráfico 12 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria acidificação terrestre (TAP100).



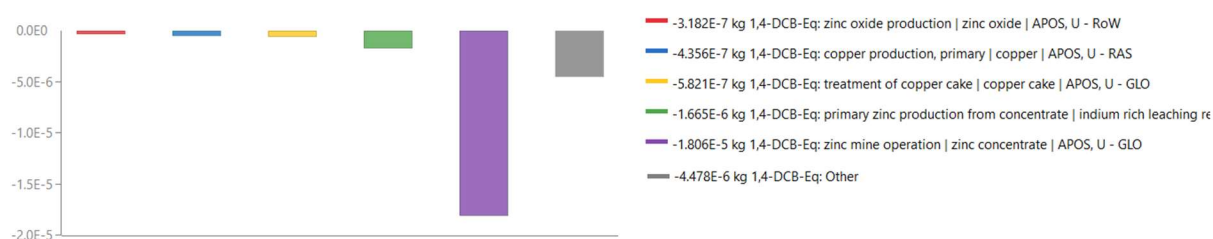
Fonte: Elaborado pelo autor.

A produção primária de zinco pode estar associada a vários impactos de acidificação terrestre (TAP100), nomeadamente devido às emissões de dióxido de enxofre (SO₂) e óxidos de azoto (NO_x) durante as diferentes fases do processo de produção. Um estudo de avaliação do ciclo de vida da produção primária de zinco descobriu que o processo contribui significativamente para grupos de efeitos de acidificação. Isto provavelmente se deve às emissões de SO₂ e NO_x geradas durante a produção de zinco a partir de minérios e concentrados, principalmente na etapa de torrefação e lixiviação (NAZARI e GHARABAGHI, 2015). Assim, a adoção da reciclagem Índio estudada, pode mitigar os efeitos de acidificação em -0,000320051 kg de SO₂ equivalente para cada 0,18 g produzidos de Índio.

4.2.13 Ecotoxicidade terrestre (TETPinf)

A categoria de impacto ambiental de ecotoxicidade terrestre avalia o potencial de substâncias tóxicas para causar danos a organismos terrestres, medindo a exposição e os efeitos tóxicos de contaminantes químicos no solo que afetam a biodiversidade, degradação do solo e bioacumulação. Ele é expresso em unidades de equivalentes de 1,4-diclorobenzeno (kg 1,4-DCB eq), uma substância de referência usada para comparar a toxicidade de diferentes compostos.

Gráfico 13 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ecotoxicidade terrestre (TETPinf).



Fonte: Elaborado pelo autor.

O principal processo em que há mitigação de impacto nesta categoria é a operação de minas de zinco, principal produtora de Índio primário. Nas operações destas minas, há liberação de metais pesados, principais poluidores nesta categoria. Durante a extração e

processamento do zinco, metais pesados como cobre e zinco podem ser liberados no ambiente, neste caso, os valores encontrados foram de $-1,58\text{E-}5$ kg 1,4-DCB-Eq de Cobre e $-1,79\text{E-}5$ kg 1,4-DCB-Eq de Cobre. Geralmente, em minas de extração de minérios, o Zinco e Cobre são frequentemente encontrados juntos em depósitos sulfídicos. Esses depósitos contêm minerais como a esfalerita (ZnS) e a calcopirita (CuFeS_2). A emissão destes metais é altamente tóxica para organismos terrestres e podem causar danos a longo prazo aos ecossistemas do solo conforme apontado no estudo (VAN GENDEREN *et al.*, 2016).

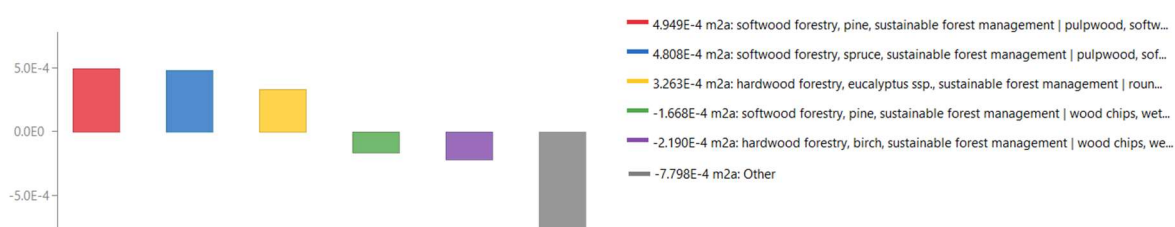
4.3 Avaliação dos impactos não mitigados

Entre as categorias de impacto analisadas, três se destacaram por apresentar impactos significativos no processo de reciclagem de índio. Nas categorias de ocupação de terras agrícolas, ocupação do solo urbano e esgotamento de água, os impactos ambientais associados à reciclagem foram maiores em comparação com a extração primária do metal.

4.3.1 Ocupação de terras agrícolas (ALOP)

Os principais processos relacionados ao impacto de ocupação de terras agrícolas que se refere ao impacto causado pela ocupação de terras para a agricultura, considerando a duração e o tipo de uso do solo. Neste estudo, os principais impactos ambientais são associados aos processos silvicultura de produção de madeira para produção de polpa celulósica.

Gráfico 14 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ocupação de terras agrícolas (ALOP).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os processos relacionados à produção primária de papel apresentam um impacto ambiental de $0,00155 \text{ m}^2$, representando cerca de 95% do impacto ambiental total. No

processo de reciclagem de índio, a etapa de filtração é a principal responsável por esse impacto, devido ao uso de papel de filtro como elemento filtrante, comumente utilizado em escala laboratorial.

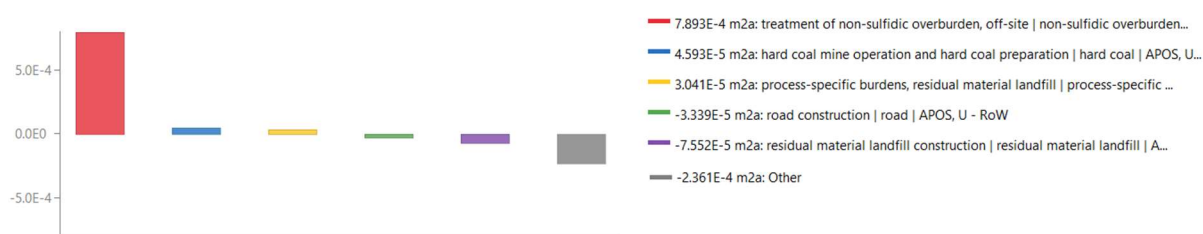
Para tornar o processo de reciclagem de índio adequado para uma escala industrial, o material utilizado na etapa de filtração poderia ser substituído por outras opções mais apropriadas, como membranas de filtração industrial. Estas membranas são projetadas para resistir a ambientes industriais agressivos e podem ser fabricadas com materiais como polipropileno, fluoreto de polivinilideno (PVDF) e cerâmica. Dessa forma, é provável que o impacto ambiental associado a esta etapa de filtração seja diferente do observado neste estudo.

Vale ressaltar que o impacto evitado representado no gráfico como “Outros” está relacionado à diminuição do impacto através das operações de minas de zinco, que são responsáveis pela produção do Índio primário. Neste contexto, o impacto diminui em -0.00035 m^2 .

4.3.2 Ocupação do solo urbano (ULOP)

A ocupação do solo urbano (ULOP) é uma categoria de impacto ambiental que avalia os efeitos da urbanização sobre o meio ambiente considerando os efeitos da transformação e utilização do solo em ambientes urbanos. Esses impactos incluem a perda de habitats naturais, a alteração dos ciclos hidrológicos, a poluição e a mudança no microclima.

Gráfico 15 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria ocupação de solo urbano (ULOP).



Fonte: Elaborado pelo autor.

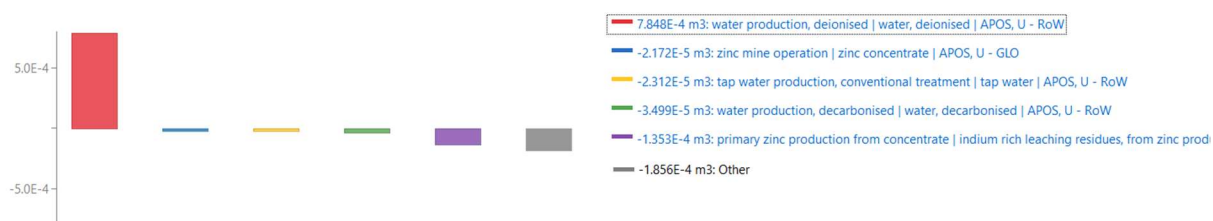
Dentro desta categoria de impacto, o processo de tratamento de resíduos sulfídricos não ferrosos, como os metais presentes nos resíduos gerados do processo de reciclagem de índio tem um impacto de $0,00079 \text{ m}^2$ de área. Área referente à ocupação dos resíduos dispostos em aterro sanitário. Uma das sugestões para que este impacto seja mitigado, é

a criação de um modelo de negócios circular com foco no reaproveitamento desses rejeitos, diminuindo assim a ocupação desses materiais.

4.3.3 Esgotamento de água (WDP)

A categoria de esgotamento de água avalia o impacto ambiental associado ao consumo de água doce, levando em consideração a disponibilidade de água e a demanda de diferentes usos, como agrícola, industrial, doméstico e ambiental. O WDP é uma métrica importante para entender como o uso da água pode afetar a sustentabilidade dos recursos hídricos.

Gráfico 16 – Resultado dos impactos dos principais processos para categoria esgotamento de água (WDP).



Fonte: Elaborado pelo autor.

O uso de água no processo de reciclagem é um dos fatores que mais impactam o meio ambiente, apresentando um impacto ambiental de 0,00038 m³. O consumo de água está presente em grande parte das etapas de reciclagem de índio, incluindo a lixiviação, precipitação e o tratamento de efluentes. Processos hidrometalúrgicos, como os utilizados na reciclagem de índio, empregam soluções aquosas para extrair metais de seus minérios. Esses processos geralmente consomem grandes quantidades de água para dissolver minerais, lavar resíduos e realizar as reações químicas necessárias para a extração dos metais. A água é essencial para a eficiência e eficácia desses processos.

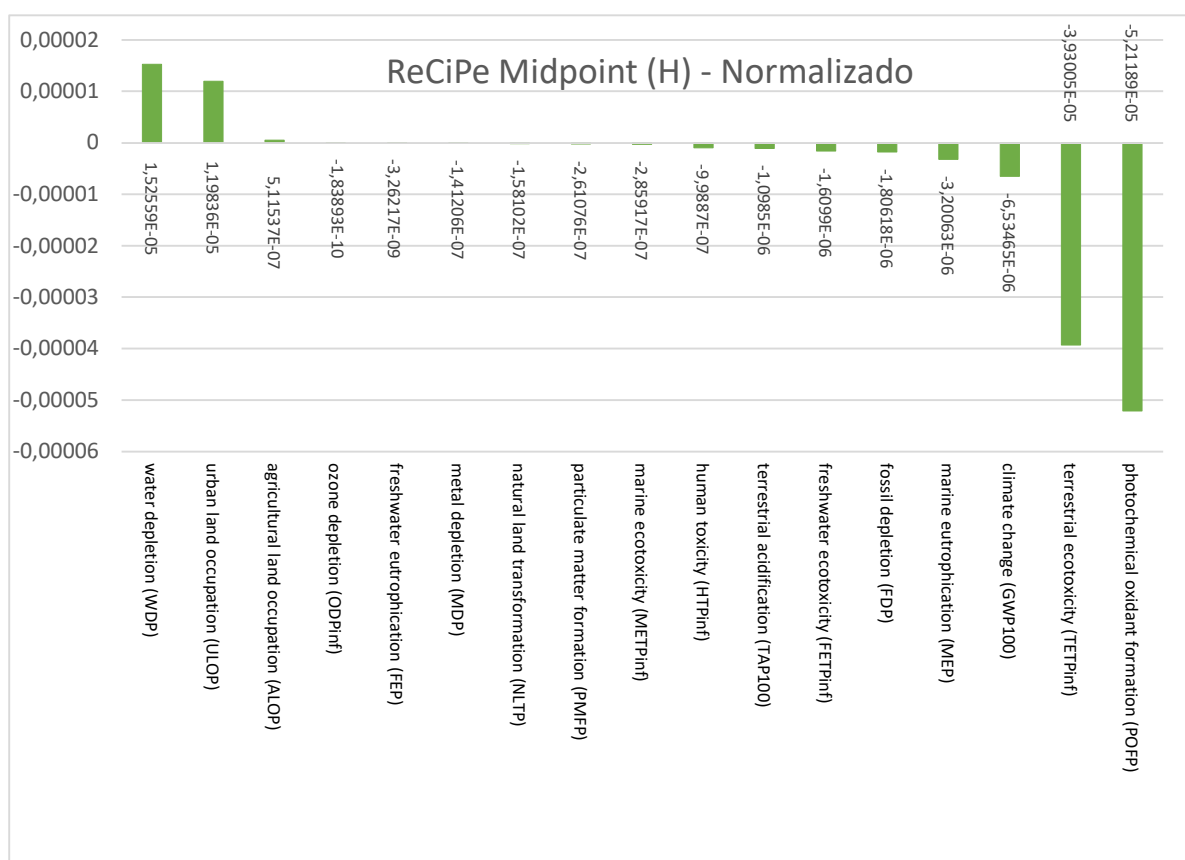
O uso intensivo de água em regiões com disponibilidade limitada pode levar ao esgotamento dos recursos hídricos locais, prejudicando a fauna, a flora e a disponibilidade de água para outras necessidades humanas (KHAJVAND *et al.*, 2022).

Para mitigar esse impacto e diminuir o esgotamento dos recursos hídricos, é essencial melhorar a eficiência no uso da água e implementar sistemas de reúso. A adoção de processos que utilizem água reciclada ou sistemas de circuito fechado pode minimizar a extração de água nova, reduzindo significativamente o esgotamento de recursos hídricos (WDP) (KHAJVAND *et al.*, 2022).

4.4 Normalização dos impactos ambientais

Nesta subseção são apresentados os gráficos que demonstram a pontuação das categorias de impacto potencial para as metodologias ReCiPe 2016 Midpoint (H) para o processo de reciclagem de Índio através da Normalização das metodologias de AICV. Os fatores de normalização do estudo foram encontrados através do manual ReCiPe.

Através da Normalização das categorias de impacto potencial para o método de avaliação ambiental ReCiPe 2016 foram demonstradas as cinco categorias de impacto potencial e mitigados de maior influência no ciclo de vida do processo de reciclagem de Índio avaliados: esgotamento hídrico (WDP), ocupação do solo urbano (ULOP), mudanças climáticas (GWP100), ecotoxicidade terrestre (TETPinf) e formação de oxidantes fotoquímicos (POFP).

Gráfico 17 – Resultado da Normalização dos impactos.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os processos que mais impactaram nas categorias foram destacados anteriormente. As pontuações dos resultados dos impactos, assim como a unidade de referência utilizada, o fator de normalização utilizado no ReCiPe Midpoint (H) e a normalização dos impactos estão dispostos na Tabela 8.

Tabela 8 – Resultado das categorias de impacto normalizados.

Categoria de Impacto	Unidade Referência	Resultados	Fator de Normalização	Impacto Normalizado
esgotamento de água (WDP)	m3	0,000384064	25,17470349	1,52559E-05
ocupação de solo urbano (ULOP)	m2a	0,000520603	43,44284203	1,19836E-05
ocupação de solo agrícola (ALOP)	m2a	0,000136396	266,6392611	5,11537E-07
esgotamento de ozônio (ODPinf)	kg CFC-11-Eq	-3,78222E-09	20,56745669	-1,83893E-10
eutrofização de água doce (FEP)	kg P-Eq	-4,95859E-05	15200,31066	-3,26217E-09
esgotamento de metais (MDP)	kg Fe-Eq	-0,00112829	7990,407653	-1,41206E-07
transformação natural de solo (NLTP)	m2	-6,4791E-06	40,98051474	-1,58102E-07
formação de material particulado (PMFP)	kg PM10-Eq	-0,000125295	479,9173501	-2,61076E-07
ecotoxicidade marinha (METPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	-0,008935446	31251,84226	-2,85917E-07
toxicidade humana (HTPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	-0,119915579	120051,2095	-9,9887E-07
acidificação terrestre (TAP100)	kg SO2-Eq	-0,000320051	291,3521397	-1,0985E-06
ecotoxicidade de água doce (FETPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	-0,009929029	6167,482279	-1,6099E-06
esgotamento de fósseis (FDP)	kg oil-Eq	-0,011139573	6167,482279	-1,80618E-06
eutrofização marinha (MEP)	kg N-Eq	-8,18389E-05	25,56959492	-3,20063E-06
mudança climática (GWP100)	kg CO2-Eq	-0,040302312	6167,482279	-6,53465E-06
ecotoxicidade terrestre (TETPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	-2,5541E-05	0,649888362	-3,93005E-05
formação de oxidante fotoquímico (POFP)	kg NMVOC	-0,000240674	4,617785568	-5,21189E-05

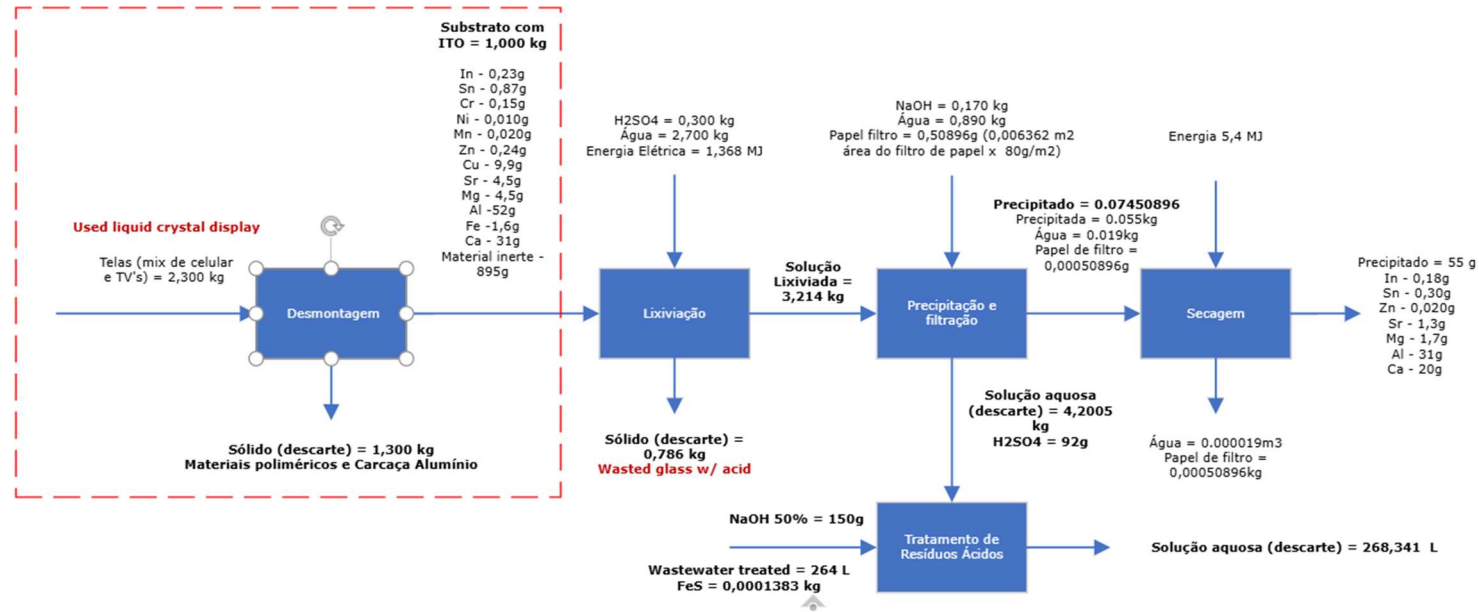
Fonte: Elaborado pelo autor.

Com base nos resultados, foi realizada uma comparação com o cenário destacados na metodologia que é a destinação de resíduos eletrônicos para aterros sanitários.

4.5 Comparação de cenários – Impactos da Reciclagem X Destinação Aterro Sanitário

Após Normalização dos resultados e identificação das categorias que representam mais de 85% dos impactos ambientais associados ao processo de reciclagem de índio, foi realizada a comparação entre o cenário de reciclagem contra o processo de destinação comumente utilizado no Brasil que é a destinação para aterros sanitários. O estudo utiliza como fronteira a destinação de resíduos após o processo de desmontagem, com envio de partes de material para reciclagem (parte metálica com alumínio), destinando somente a película de vidro contendo o índio (ITO) conforme figura apresentada com os limites do sistema.

Figura 7 – Limites do sistema para o cenário Aterro Sanitário.



Limite do sistema

Fluxos do processo

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para esta etapa, foram retirados o consumo de energia elétrica pois está ligado ao processo de trituração. Conforme figura, o limite do sistema utilizado para este cenário ocorre antes da entrada do processo de reciclagem de índio através do processo de lixiviação, limitando o sistema para a desmontagem e posterior descarte para aterro sanitário. As características do material enviado são as mesmas usadas no processo de reciclagem, com os fluxos elementares de destinação utilizados no final do processo. Dependendo da característica destes materiais e substâncias encontradas, elas podem ou não causar um impacto ambiental potencial. Os resultados obtidos, após modelagem no OpenLCA são observados na Tabela 9.

Tabela 9 – Resultado comparativo entre diferentes cenários.

Categorias de Impacto	Descarte de Telas de LCD	Índio Reciclado
mudança climática (kg CO ₂ -Eq)	9,05E-04	-0,0403
formação de oxidante fotoquímico (kg NMVOC)	2,73E-07	-0,00024
ecotoxicidade terrestre (kg 1,4-DCB-Eq)	1,20E-06	-2,55E-05
esgotamento de água (m ³)	7,74E-08	0,00038
ocupação de solo urbano (m ² a)	0,00094	0,00052

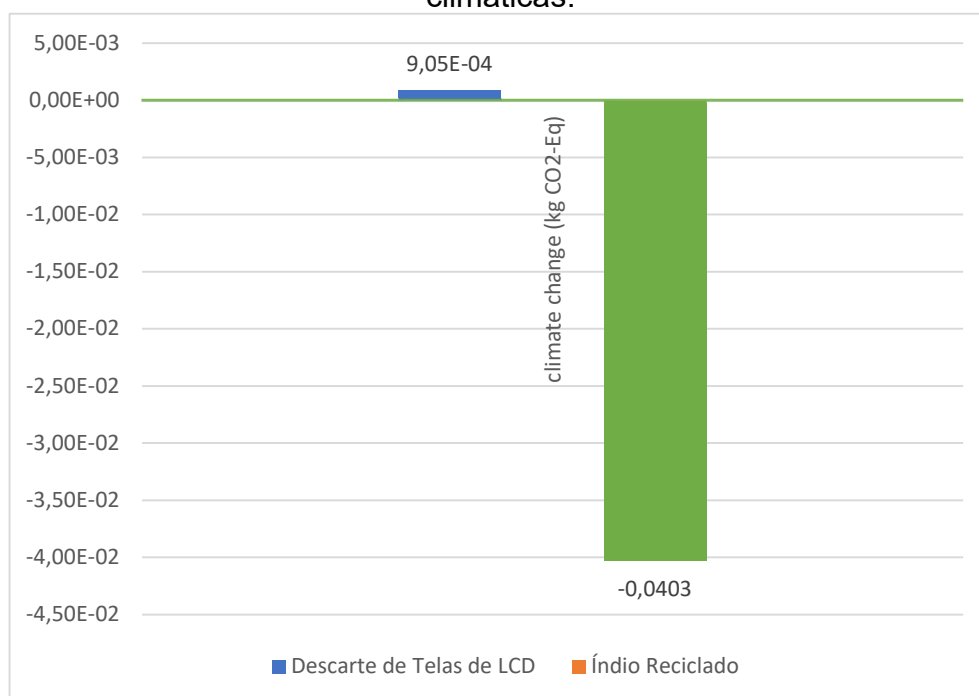
Fonte: Elaborado pelo autor.

A comparação entre os resultados mostra que o processo de reciclagem apresenta uma diminuição significativa nas principais categorias de impacto quando se comparam os dois cenários, entretanto, observa-se que a categoria de impacto de esgotamento de recursos hídricos ainda é a categoria que mais impacta no processo de reciclagem de índio.

4.5.1 Categoria de mudanças climáticas

Para categoria de impacto de mudanças climáticas, os resultados apresentados foram de $9,05\text{E-}04$ kg CO₂-Eq para o descarte em telas para aterros e $-0,0403$ kg CO₂-Eq mitigado pelo processo de reciclagem de Índio, uma diferença de $4,12\text{E-}0204$ kg CO₂-Eq.

Gráfico 18 – Resultado comparativo entre cenários para categoria de mudanças climáticas.



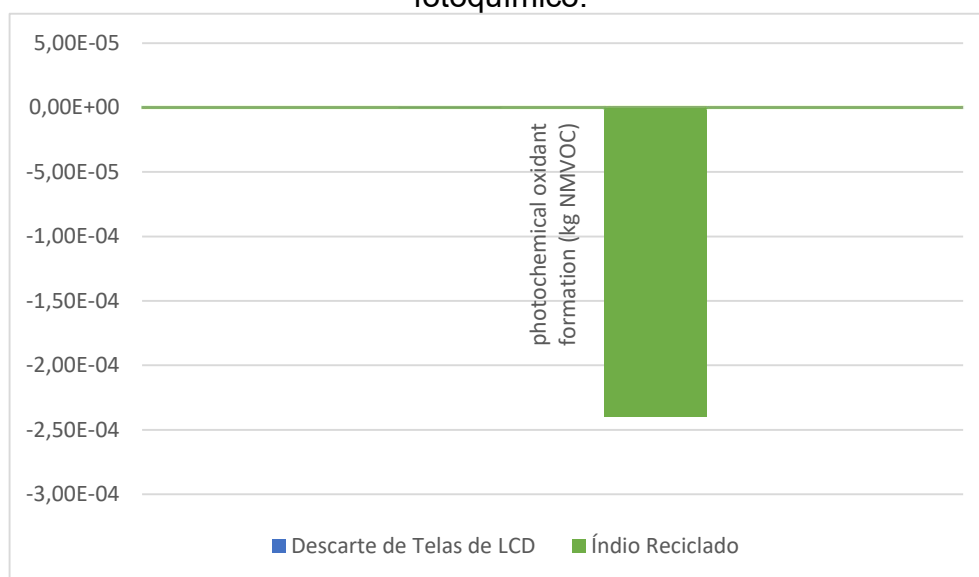
Fonte: Elaborado pelo autor.

O principal processo de impacto ambiental causado pela destinação de resíduos para aterros sanitários é a incineração para tratamento de resíduos plásticos, de eletrônicos de consumo, em aterros sanitários com um impacto de $8,96\text{E-}4$ kg CO₂-Eq, o que representa aproximadamente 99% do impacto. A adoção deste processo de incineração foi utilizada pois não há um cenário regionalizado de estudo para comparação no contexto nacional.

4.5.2 Categoria de formação de oxidante fotoquímico

Para a categoria de impacto de formação de oxidantes fotoquímicos, os resultados apresentados foram de $2,73\text{E-}07$ kg NMVOC para o descarte em telas para aterros e $-0,00024$ NMVOC mitigado pelo processo de reciclagem de Índio, apresentando uma diferença de $0,00024027$ NMVOC.

Gráfico 19 – Resultado comparativo entre cenários para formação de oxidante fotoquímico.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os principais processos ligados à emissão de substâncias formadores de oxidantes fotoquímicos estão relacionados à incineração de resíduos nos tratamentos de resíduos municipais, com $1,28\text{E-}7$ kg NMVOC para o tratamento de resíduos plásticos, eletrônicos de consumo, incineração municipal, resíduos plásticos, eletrônicos e $1,14\text{E-}7$ kg NMVOC, cargas específicas do processo, para incineração de resíduos municipais. Estes dois processos apresentam representam 99% dos impactos associados a esta categoria.

Assim como na categoria de mudanças climáticas, estudos indicam que processos de incineração, particularmente de resíduos sólidos urbanos mistos que incluem lixo eletrônico, podem impactar significativamente os níveis de oxidação

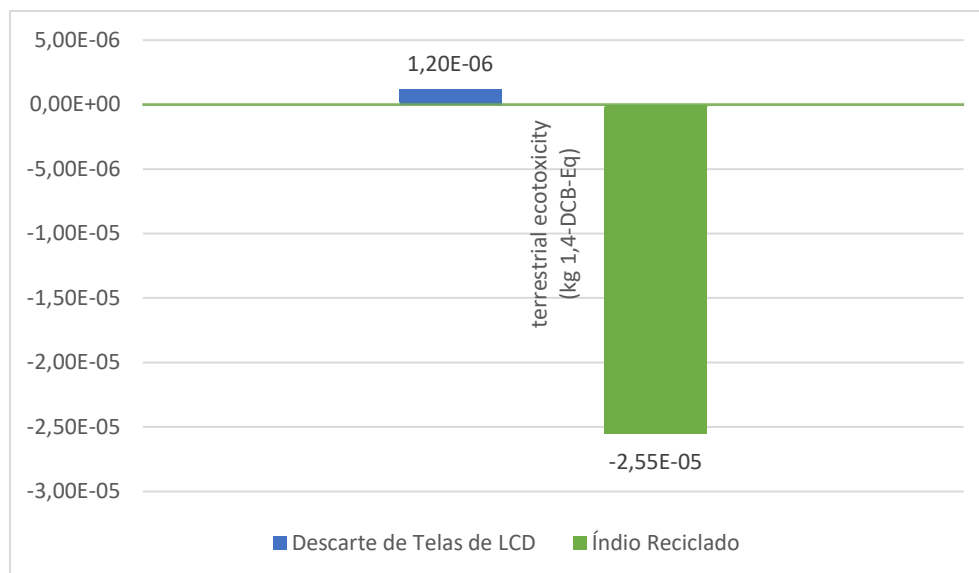
fotoquímica. Isso se deve à liberação de compostos orgânicos voláteis (COVs) e óxidos de nitrogênio (NOx), que são precursores da formação de ozônio (HONG, J *et al.*, 2015). A incineração de lixo eletrônico, especialmente materiais como substâncias cloradas (como PVC), pode gerar subprodutos tóxicos, como dioxinas e furanos. Esses compostos não são apenas perigosos, mas também podem contribuir para a formação de oxidantes fotoquímicos na atmosfera, que são conhecidos por causar problemas respiratórios e outros problemas de saúde. (HONG, J *et al.*, 2015).

Assim, para as categorias citadas relacionadas a poluição atmosférica, o estudo mostra que a incineração utilizada nos processos de destinação final de resíduos eletrônicos tem um ônus ambiental maior em comparação ao método de reciclagem. Embora reduza o volume de resíduos, não elimina os materiais tóxicos; em vez disso, transforma-os em poluentes atmosféricos e resíduos que podem lixiviar para o meio ambiente.

4.5.3 Ecotoxicidade terrestre

Para a categoria de impacto de ecotoxicidade terrestre, os resultados apresentados foram de 1,20E-06 kg 1,4-DCB-Eq para o descarte em telas para aterros e -2,55E-05 kg 1,4-DCB-Eq mitigado pelo processo de reciclagem de Índio, apresentando uma diferença de -2,67E-05 kg 1,4-DCB-Eq.

Gráfico 20 – Resultado comparativo entre cenários para categoria de ecotoxicidade terrestre.



Fonte: Elaborado pelo autor.

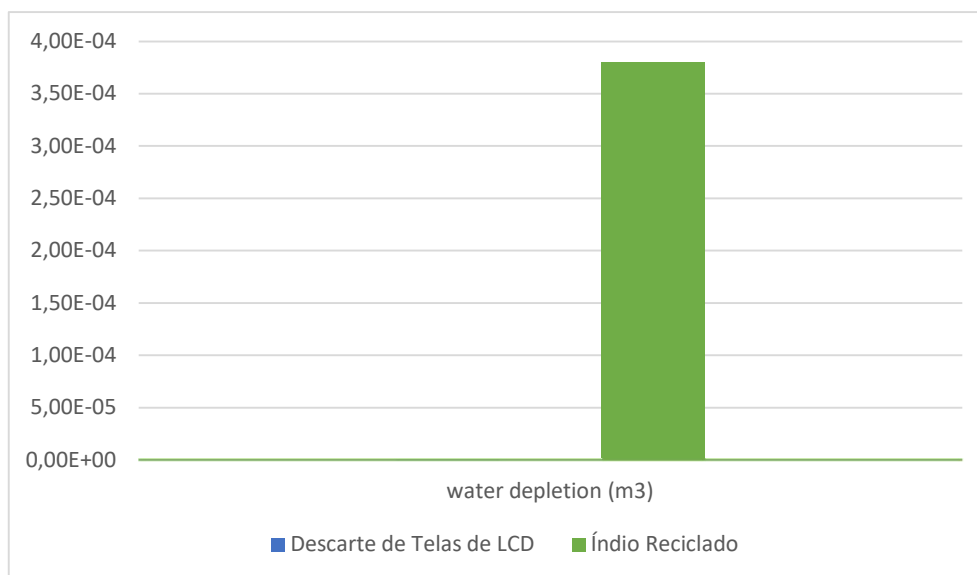
O principal processo de impacto ambiental causado pela destinação de resíduos para aterros sanitários é a incineração para tratamento de resíduos plásticos, de eletrônicos de consumo, em aterros sanitários com um impacto de kg 1,4-DCB-Eq, o que representa aproximadamente 99% do impacto. Comparando com o processo de reciclagem de Índio, o processo que apresenta o maior impacto ambiental é relacionado a produção de ácido clorídrico, utilizado nos processos de lixiviação na produção primária de Índio e na produção de subproduto como o Hidróxido de Sódio, usado na etapa de precipitação.

Durante a incineração de lixo eletrônico, materiais perigosos como metais pesados (por exemplo, chumbo, mercúrio, cádmio) e outros compostos tóxicos, detalhados neste estudo, podem ser liberados na atmosfera. Essas substâncias podem eventualmente se depositar na terra e contaminar o solo, levando à ecotoxicidade terrestre. A persistência desses contaminantes no ambiente representa riscos significativos para os ecossistemas terrestres.

4.5.4 Esgotamento de água

Para a categoria de impacto de ecotoxicidade terrestre, os resultados apresentados foram de $3,29\text{E-}07 \text{ m}^3$ para o descarte em telas para aterros e $0,00038\text{m}^3$ não mitigado pelo processo de reciclagem de Índio, apresentando uma diferença de $0,00038\text{m}^3$.

Gráfico 21 – Resultado comparativo entre cenários para categoria esgotamento de água.



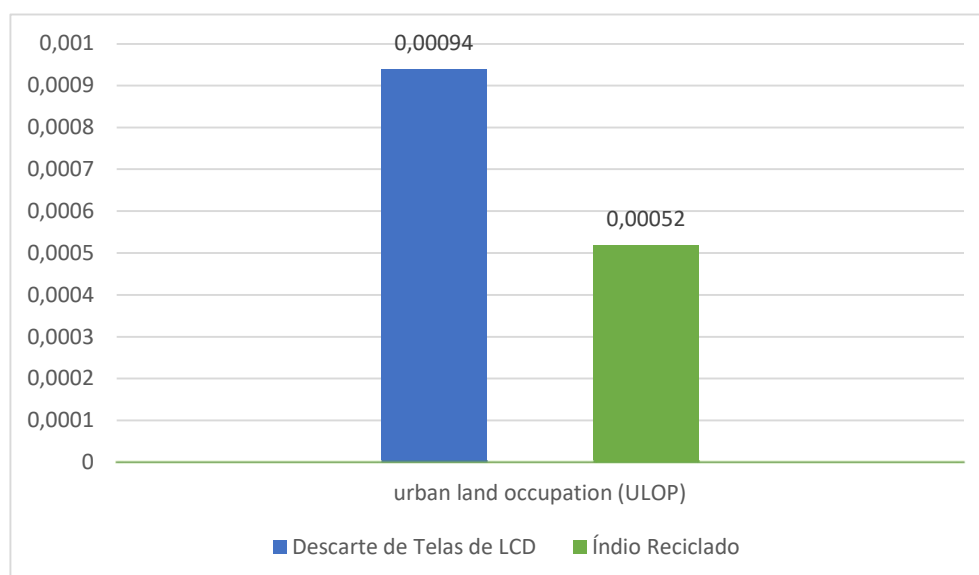
Fonte: Elaborado pelo autor.

O principal processo de impacto ambiental causado pela destinação de resíduos para aterros sanitários é relacionado ao tratamento de resíduos de aterros através da remediação destes resíduos com um valor de $3,0829\text{E-}7 \text{ m}^3$. Dentre as categorias de impactos observadas após normalização, o consumo de água é a única que apresentou um resultado maior, comparado ao processo de reciclagem. Notadamente, o uso de água pelo processo de reciclagem é maior quando comparado à destinação de resíduos para disposição final.

4.5.5 Ocupação de solo urbano

Para a categoria de impacto de ocupação de solo urbano, os resultados apresentados foram de 0,00094 m²a para o descarte em telas para aterros e 0,00052 m²a não mitigado pelo processo de reciclagem de Índio, apresentando uma diferença de 0,00042 m²a.

Gráfico 22 – Resultado comparativo entre cenários para categoria ocupação de solo urbano.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O principal processo de impacto ambiental causado pela destinação de resíduos para aterros sanitários é relacionado à área de construção para acondicionamento do material em aterro sanitário com 0,00082 m². Quando comparado ao processo de reciclagem, o tratamento de resíduos não-sulfídricos, como ferro e outros metais, detalhados nos impactos ambientais da seção X.Y.Z, é o que apresenta o maior impacto ambiental com o valor 0,000789 m²a. Entretanto, este valor é reduzido pela mitigação de alguns processos como a construção de aterro de material residual para os processos ligados a produção de índio.

Assim, observa-se que o descarte de lixo eletrônico em aterros sanitários ocupa mais área do que o processamento hidrometalúrgico devido ao volume físico de lixo

eletrônico, a requisitos de design e regulações dos aterros sanitários e às ineficiências associadas à decomposição lenta. Os processos hidrometalúrgicos oferecem uma alternativa mais eficiente em termos de espaço, recuperando materiais valiosos e reduzindo o volume geral de lixo.

4.6 Análise de sensibilidade

Para realizar a análise de sensibilidade, foram selecionadas as categorias de impacto ambiental potencial que mais contribuem para o ciclo de vida do processo de reciclagem de índio. Foram utilizadas metodologias de AICV (Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida) previamente definidas na metodologia para análise de sensibilidade, entre as quais estão ReCiPe 2016, IPCC 2013, CML 2001, IMPACT 2002+ e ILCD 2.0 2018.

As categorias de impacto ambiental potencial que apresentam a maior contribuição para o processo de reciclagem de índio foram identificadas como esgotamento hídrico (WDP), ocupação do solo urbano (ULOP), mudanças climáticas (GWP100), ecotoxicidade terrestre (TETP_{inf}) e formação de oxidantes fotoquímicos (POFP). Essas categorias foram determinadas através da normalização pelo método ReCiPe, representando mais de 85% dos impactos.

Assim, foi necessário realizar a padronização dos valores entre as diferentes metodologias, conforme suas unidades de medida (Tabela 10). Vale ressaltar que para a comparação dos métodos citados, todos devem apresentar cenários de impacto ambiental intermediário (MidPoint).

Tabela 10 – Unidades de medida dos diferentes métodos.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Unidades	ReCiPe	IPCC	CML 2001	ILCD 2.0 2018
alterações climáticas (GWP100)	kg CO ₂ -Eq	kg CO ₂ -Eq	kg CO ₂ -Eq	kg CO ₂ -Eq
formação de oxidante fotoquímico (POFP)	kg NMVOC	-	kg ethylene-Eq	kg NMVOC-Eq
ecotoxicidade terrestre (TETPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	-	kg 1,4-DCB-Eq	-
ocupação do solo urbano (ULOP)	m ² a	-	m ² a	points
esgotamento de água (WDP)	m ³	-	-	m ³ water-Eq

O método ReCiPe, que serve como base para este estudo, foi desenvolvido em 2008 e atualizado em 2016, fornecendo uma estrutura abrangente para a avaliação de impactos ambientais intermediários (MidPoint). As categorias de impacto consideradas no ReCiPe e suas respectivas unidades de medida são: mudanças climáticas (kg CO₂-eq), formação de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC), ecotoxicidade terrestre (kg 1,4-DCB-eq), ocupação do solo urbano (m²a) e esgotamento hídrico (m³). O método IPCC é utilizado para a quantificação de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e avaliação de impacto nas mudanças climáticas, apresentando apenas a categoria de impacto de alterações climáticas, com unidade de medida em kg CO₂-eq.

O método CML 2001, focado em categorias de impacto intermediário (MidPoint), apresenta categorias de impacto relacionadas a mudanças climáticas, formação de oxidantes fotoquímicos, ecotoxicidade terrestre e ocupação do solo urbano, mas não inclui uma categoria para esgotamento de recursos hídricos. As unidades de medida utilizadas neste método são: kg CO₂-eq (mudanças climáticas), kg ethylene-eq (formação de oxidantes fotoquímicos), kg 1,4-DCB-eq (ecotoxicidade terrestre) e m²a (ocupação do solo urbano). Note-se que, para a categoria de formação de oxidantes

fotoquímicos, as unidades de medida diferem das utilizadas no método ReCiPe. Para a comparação dos resultados, é utilizado o fator de caracterização para conversão de cada fluxo em unidades de impacto equivalentes, neste caso em kg NMVOC.

Tabela 11 – Fatores de conversão das unidades de medida.

Fatores de caracterização (unid)	Recipe	IPCC	CML 2001	LCD 2.0 2018
alterações climáticas (GWP100)	1	1	1	1
formação de oxidante fotoquímico (POFP)	1	-	0,169505239	1
ecotoxicidade terrestre (TETPinf)	1	-	1	-
ocupação do solo urbano (ULOP)	1	-	1	0,01
esgotamento de água (WDP)	1	-	-	1

Fonte: Elaborado pelo autor.

O método ILCD 2.0 2018 possui categorias de impacto intermediário (MidPoint) detalhadas e compatíveis com o método ReCiPe para mudanças climáticas, formação de oxidantes fotoquímicos, ocupação do solo urbano e esgotamento de água, com unidades de medida em kg CO₂-eq, kg NMVOC-eq, pontos e m³ água-eq, respectivamente. Este método não inclui categorias de impacto para ecotoxicidade terrestre. Os fatores de caracterização para os métodos estão disponíveis na Tabela 10. Vale ressaltar que o método IMPACT 2002+ não foi considerado devido à ausência de categorias de impacto pertinentes e compatíveis com o método ReCiPe e categorias de impacto selecionadas. Os resultados obtidos após a caracterização dos valores em unidades comparáveis estão listados na Tabela 10.

Tabela 12 – Resultados dos fatores de conversão para uma unidade única.

Resultados	Recipe	IPCC	CML 2001	ILCD 2.0 2018
------------	--------	------	----------	---------------

alterações climáticas (GWP100)	-0,04030231	-0,040823111	-0,04246320	-0,041107685
formação de oxidante fotoquímico (POFP)	-0,00024067	-	-9,39976E-05	-0,000240651
ecotoxicidade terrestre (TETPinf)	-2,5541E-05	-	-1,44861E-05	-
ocupação do solo urbano (ULOP)	0,00052059	-	0,000657784	0,000646777
esgotamento de água (WDP)	0,000384064	-	-	-0,032475829

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados comparados para a categoria de alteração climática apresentaram uma baixa diferença de valores, estabelecendo variações de -1,29%, -5,36% e -2,00% para os métodos IPCC, CML 2001 e ILCD 2.0 2018, respectivamente. Essas variações negativas indicam que o impacto potencial mensurado pelas metodologias CML 2001, IPCC e ILCD 2018 é menor em comparação ao método ReCiPe. Isso demonstra uma baixa sensibilidade entre os métodos e, apesar das diferenças metodológicas, os resultados foram consistentes na categoria de mudança climática, indicando que as emissões de CO₂ e outros gases contribuintes para o efeito estufa são fatores robustos, independentemente do método utilizado.

Resultados similares foram observados para a categoria de ocupação do solo, com diferenças de 26,35% e 24,24% para os métodos CML 2001 e ILCD 2.0 em comparação com o método ReCiPe. O CML e o ILCD 2.0 estão bem alinhados na mensuração dos impactos de ocupação do solo, mas apresentam diferenças em relação ao ReCiPe. Isso sugere que o método ReCiPe pode ser mais sensível a essa categoria de impacto.

Para a categoria de impacto de formação de oxidante fotoquímico, os resultados mostraram grande similaridade entre os métodos ReCiPe e ILCD 2.0, com uma diferença de apenas 0,0079%. No entanto, há uma diferença significativa de quase 60% em relação ao método CML. Essa diferença indica uma alta sensibilidade para a categoria de impacto, evidenciando que os métodos utilizam diferentes rotinas de cálculo e atribuições de substâncias para a análise.

Na categoria de impacto de ecotoxicidade terrestre, o método ReCiPe utilizado para avaliação do impacto do ciclo de vida no estudo de reciclagem de índio apresenta uma variação de 43% em comparação ao método CML 2001. A diferença entre metodologias mostra que o método ReCiPe e o CML 2001 utilizam diferentes modelagens para calcular a ecotoxicidade. Neste caso, a maior diferença de resultados indica que o método ReCiPe pode considerar uma gama mais ampla de substâncias tóxicas e suas interações ambientais, resultando em valores de impacto mais elevados.

Dentre os resultados comparativos das categorias de impacto entre diferentes metodologias, a que apresentou maior dispersão foi a categoria de impacto de esgotamento de água. Para o método ReCiPe, o esgotamento de água é uma categoria crítica, com um impacto de $0,000384064 \text{ m}^3$, pois não é mitigado pelo processo de reciclagem de índio. Já o método ILCD 2.0 apresenta um impacto mitigado de $-0,032475829 \text{ m}^3$.

Para uma análise detalhada, foram tabelados o inventário dos impactos ambientais, detalhes das categorias de emissão, fatores de caracterização e fontes de emissão necessários para investigação das diferenças.

Tabela 13 – Principais fontes para esgotamento de água no método ReCiPe.

Esgotamento de água (WDP)	Categoria	Resultados	Und	Fator de Caracterização	Unidade	Resultado da avaliação de impacto
Água, no solo	Fluxos elementares/recursos/na água	3,17E-04	m3	1	m3/m3	0,000317048
Água, rio	Fluxos elementares/recursos/na água	8,21E-05	m3	1	m3/m3	8,21461E-05
Água, lago	Fluxos elementares/recursos/na água	-1,28E-05	m3	1	m3/m3	-1,28419E-05

Fonte: Elaborado pelo autor.

Observando a Tabela 13, para os fluxos de impacto ambiental para o método ReCiPe, é possível verificar que os impactos não mitigados estão ligados ao esgotamento de recursos, principalmente o consumo de águas profundas e de rios, relacionado à produção de água destilada utilizada no processo de reciclagem de índio, onde não é considerado tratamento e posterior reutilização da água. Dentre os processos mitigados para o consumo de água neste método, estão a operação de minas de zinco, produção de energia elétrica nuclear e produção de água no contexto globalizado.

Tabela 14 – Principais fontes de categoria de impacto de recursos para o método ILCD.

Recursos (água dissipada)	Categoria	Resultados	Und	Fator de Caracterização	Unidade	Resultado da avaliação de impacto
Água	Fluxos elementares/Emissão para o ar/baixa densidade populacional, longo prazo	9,76E-06	m3	42,95	m3 water-Eq/m3	0,000419327
Água	Fluxos elementares/Emissão para o ar/alta densidade populacional	-1,47E-05	m3	42,95	m3 water-Eq/m3	-0,000629716
Água	Fluxos elementares/Emissão para o ar/baixa densidade populacional	-6,54E-06	m3	42,95	m3 water-Eq/m3	-0,000281047
Água	Fluxos elementares/Emissão para a atmosfera/não especificado	-6,86E-05	m3	42,95	m3 water-Eq/m3	-0,002945497

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o método ILCD 2.0, observa-se que a mitigação dos impactos está ligada ao consumo e à emissão de poluentes para diferentes fontes. Dentre os processos mitigados para o consumo de água neste método estão a emissão de poluentes na produção primária de zinco e operação de minas de zinco, emissões ligadas à produção de energia elétrica e emissões ligadas à produção de hidróxido de sódio.

Comparando os dois métodos, é possível verificar que o método ReCiPe está diretamente ligado ao consumo de água, enquanto o método ILCD 2.0 está

relacionado tanto ao consumo de água quanto à emissão de substâncias poluentes dessas fontes. Outras possíveis justificativas para a dispersão nos resultados da categoria de impacto de esgotamento de água entre os métodos podem ser atribuídas às diferentes abordagens de modelagem, regionalização, temporalidade, fatores de caracterização, inventários de entrada e saída, e priorização de impactos. O método ReCiPe, com um valor positivo de $0,000384064 \text{ m}^3$, reflete uma abordagem mais direta e conservadora do esgotamento de água. Em contraste, o ILCD 2.0 apresenta um valor negativo de $-0,032475829 \text{ m}^3$, indicando que práticas de mitigação e eficiência hídrica podem resultar em uma redução líquida no impacto de esgotamento de água.

4.7 Resultado da análise de semiquantitativa de dados (Matriz Pedigree)

As incertezas básicas, derivadas das matrizes Pedigree elaboradas para os processos primários relacionados à reciclagem de índio, foram extraídas do programa OpenLCA. Essas incertezas foram obtidas a partir de análises subjetivas dos fluxos de entrada e saída de produtos e subprodutos, conforme ilustrado na Figura 4 do fluxograma do processo, destacado no capítulo de metodologia. Detalhes específicos sobre cada processo estão apresentados nas tabelas do apêndice, onde são listadas as pontuações dos fluxos e os valores de incerteza associados.

Todos os dados primários relacionados ao processo de reciclagem de índio foram obtidos a partir de medições, sendo parcialmente verificados com base em estimativas. Isso se deve ao fato de que o ensaio laboratorial foi realizado por uma terceira parte, o Projeto PIPE, desenvolvido pelo laboratório da UFSCar. Para aumentar a precisão e reduzir as incertezas dos dados, recomenda-se que futuros estudos sobre avaliação de ciclo de vida sejam realizados em colaboração direta com o laboratório eliminando incertezas e aumentando a precisão dos dados.

A utilização de energia elétrica *Electricity from Brazilian hydroelectric power plants – BR* também aponta uma incerteza com relação a obtenção dos dados primários já que a fonte é do banco de dados é do Banco Nacional de Inventários do

Ciclo de Vida de Produtos Brasileiros, parte terceira na produção do inventário apresentando dados representativos relevantes nacionais relativos à área de estudo. A incerteza média do dado gerada neste fluxo de entrada para todos os processos, já que é utilizada para todo o processo de reciclagem é de 1,0744. Para a entrada de produto no processo de desmontagem e trituração foi utilizado o fluxo de resíduos doecoinvent "*used liquid crystal display module*" pois apresenta semelhança com os dados caracterizados do Projeto PIPE, baseado em estimativas qualificadas, com correlação tecnológica de dados de materiais relacionados com mesma tecnologia, o que gera uma incerteza de 1,6571.

Os fluxos de saída, especificamente os descartes de sólidos nos processos de desmontagem e trituração (scrap aluminium), lixiviação (process-specific burdens, residual material landfill) e secagem (paper waste treatment), foram selecionados na base de dados do Ecoinvent por meio da correlação com os resíduos gerados pelo processo original, conforme caracterizado no estudo. Esses resíduos apresentam valores de incerteza de 1,9493, 1,9493 e 1,1831, respectivamente. Para reduzir a incerteza no processo de reciclagem, seria necessário realizar um inventário específico dos resíduos gerados, o que não foi o foco principal deste estudo.

Observa-se que o processo com maior incerteza é o relacionado ao tratamento de efluentes, apresentando um valor de 1,94934. Entre os processos unitários envolvidos na reciclagem de índio, esse é o que foi introduzido no processo de reciclagem para garantir a veracidade da avaliação do ciclo de vida. Os dados foram coletados por meio de estudos baseados em estimativas, sendo parcialmente verificados por estudos recentes, realizados nos últimos seis anos. Esses dados, embora específicos de uma área não diretamente relacionada ao estudo, foram considerados devido à similaridade entre o estudo e o processo de tratamento proposto.

4.8 Resultado da análise probabilística dos resultados (Monte Carlo)

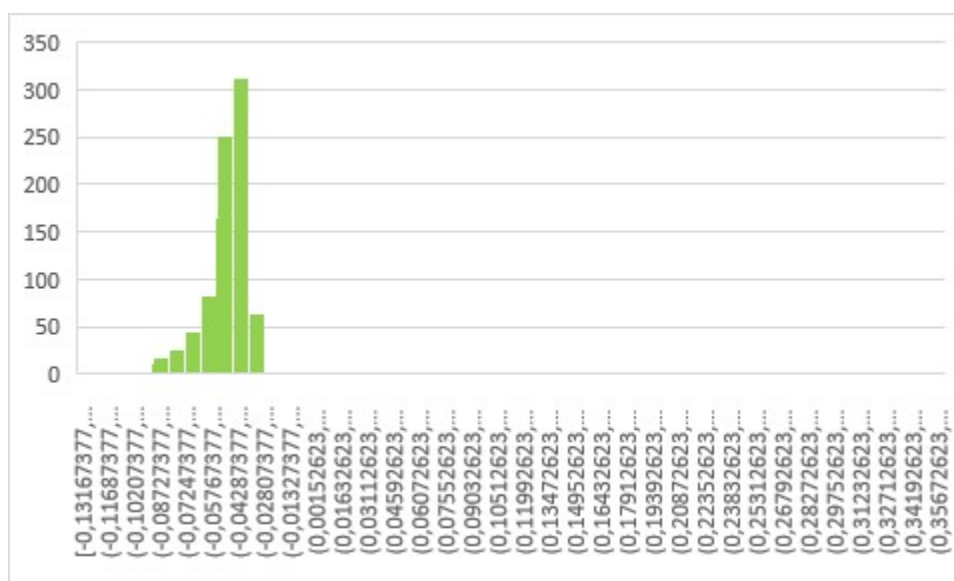
Para realizar a análise de incerteza utilizando a simulação de Monte Carlo, foram utilizadas as análises para as categorias de impacto potencial identificadas na

seção da análise de sensibilidade e normalização, sendo elas: mudanças climáticas (GWP100), esgotamento hídrico (WDP), ocupação do solo urbano (ULOP), ecotoxicidade terrestre (TETPinf) e formação de oxidantes fotoquímicos (POFP). Os resultantes da análise de incerteza foram obtidos através de 1.000 iterações para cada categoria de impacto ambiental, comparando as incertezas e análise probabilística.

4.8.1 Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial aquecimento global

O Gráfico 23 apresenta resultados de análise de incerteza utilizando o método Monte Carlo para avaliação para a categoria de impacto utilizando o método de ReCiPe 2016.

Gráfico 23 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe (aquecimento global).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o Gráfico 23 do histograma do método ReCiPe apresenta uma média de resultado de -0,041246382, onde há um desvio padrão do resultado de 0,021193901 com valores mínimos e máximos de -0,13167377 e 0,36274306, respectivamente. O percentil de 5% é de -0,070320648 e 95% -0,02670228, valores mínimos e máximos de -0,13167377 e 0,36274306.

Analizando os valores obtidos após a simulação de Monte Carlo para o processo de reciclagem de índio, o resultado apresentou um coeficiente de variação de 51% indica que há uma variação significativa nos dados em torno da média. Quando comparado a outras metodologias, há uma similaridade de desvio padrão, mostrando que os resultados apresentam similaridade no cálculo para categoria de aquecimento global. Entretanto, o método IPCC mostra uma menor variabilidade (36,48%) indicando que os resultados apresentam uma maior precisão no método para medição na categoria de impacto de aquecimento global.

Outro ponto observado é com relação ao percentil, 90% dos resultados da simulação estão entre esses dois valores. Isso significa que, na maioria dos casos, o resultado esperado para o aquecimento global será sempre mitigado com o processo de reciclagem de índio.

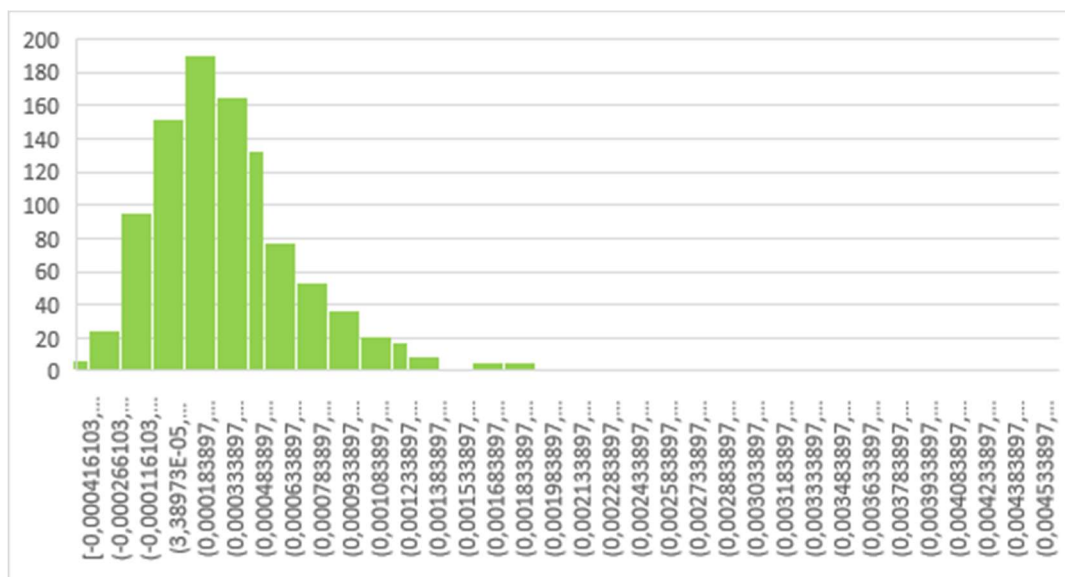
Para os valores mínimos, pode-se confirmar a possibilidade de um cenário de perda ainda maior, com a uma probabilidade de 3 para 1000 simulações. Já para o cenário de máxima, com um impacto positivo não mitigado, o valor máximo de 0,36274306 indica que, apesar da tendência negativa, há uma pequena chance de ocorrer um resultado positivo substancial. Contudo, essa ocorrência parece ser rara ou exceção, dado o restante dos dados com uma probabilidade de 1 para 1000 interações.

Assim, pode-se concluir com os resultados que há uma tendência predominante de resultados mitigados, sugerindo que, na maioria dos cenários simulados, o processo de reciclagem de índio está mais propenso a mitigar um impacto de aquecimento global.

4.8.2 Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial esgotamento hídrico

O Gráfico 24 apresenta resultados de análise de incerteza utilizando o método Monte Carlo para avaliação para a categoria de impacto utilizando o método de ReCiPe 2016.

Gráfico 24 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe. (Esgotamento hídrico).



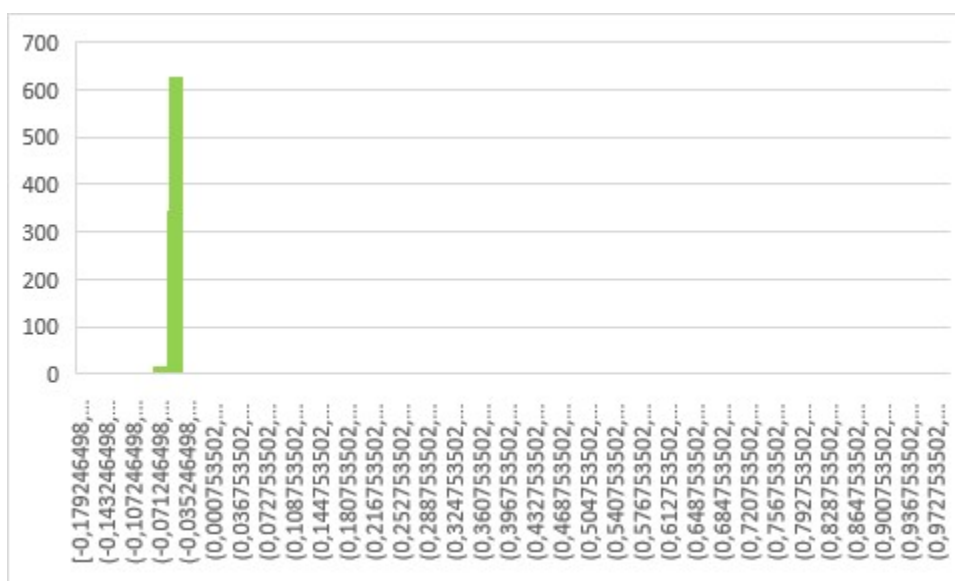
Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o gráfico do histograma do método ReCiPe apresenta uma média de resultado de 0,000433482, onde há um desvio padrão do resultado de 0,000416829 com valores mínimos e máximos de -0,000416103 e 0,00465278, respectivamente. O percentil de 5% é de -0,070320648 e 95% -0,02670228, valores mínimos e máximos de -6,41148E-05 e 0,001172555.

Verifica-se que o processo de reciclagem de índio tem um impacto sobre o esgotamento dos recursos hídricos. O desvio padrão apresenta o mesmo tamanho que a média, o que indica que há uma variação significativa nos resultados simulados. Isso pode significar que, dependendo dos cenários considerados, o impacto sobre os recursos hídricos pode variar de maneira considerável, tanto positivamente quanto negativamente. Observando os percentis de 5% e 95%, de -0,000064115 e 0,001172555, sugere que em alguns cenários (5% inferiores), o impacto pode até ser ligeiramente positivo ou desprezível mas, em geral, o processo tende a ter um impacto positivo (95% superiores) confirmando uma tendência geral de impacto sobre o consumo de recursos hídricos utilizando o método ReCiPe.

Entretanto, quando comparou-se os resultados de análise de incerteza do método ReCiPe com o método ILCD através do Gráfico 25, observa-se que utilizando este método que, em geral, o processo de reciclagem tende a ter um efeito de redução no esgotamento dos recursos hídricos de -0,033002259.

Gráfico 25 – Histograma de distribuição de frequência do método ILCD (Recursos – Água).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Com um desvio padrão de 0,033263039, o resultado indica que há uma variabilidade considerável nos resultados. Isso sugere que o impacto do processo sobre os recursos hídricos pode variar significativamente, dependendo dos cenários simulados. Os percentis de 5% (-0,04356506) e 95% (-0,025941001), indicam uma redução do impacto em 90% dos cenários simulados, assim, com uma média negativa, combinada com os percentis também negativos, sugere que, na maioria dos cenários, o processo de reciclagem de índio tem um efeito positivo no sentido de reduzir o esgotamento dos recursos hídricos mostrando-se um processo sustentável.

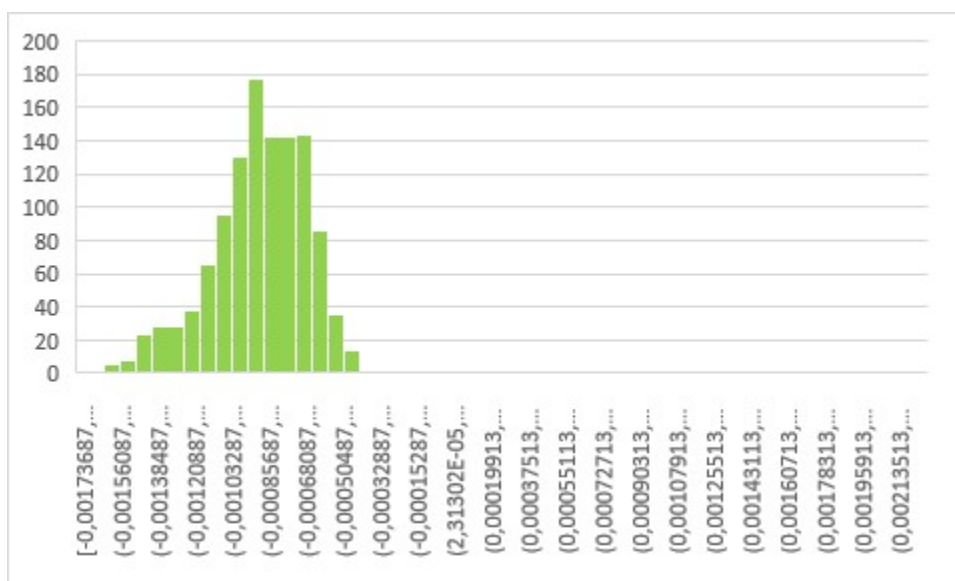
A comparação entre as metodologias revela diferentes cenários de incerteza para os métodos ReCiPe e ILCD. Embora ambos apresentem alta variabilidade nos resultados, o método ILCD indica uma tendência mais favorável. No entanto, é essencial realizar uma análise mais detalhada e desenvolver estratégias de mitigação

para lidar com os cenários adversos identificados. Essa comparação sugere que mudanças no processo, nos dados de entrada ou nas premissas do modelo influenciaram positivamente a avaliação, mas também introduziram novos riscos ou variabilidades que precisam ser cuidadosamente considerados.

4.8.3 Análise de incerteza para a categoria de impacto ocupação do solo urbano

O Gráfico 26 apresenta resultados de análise de incerteza utilizando o método Monte Carlo para avaliação para a categoria de impacto de ocupação de solo urbano utilizando o método de ReCiPe 2016.

Gráfico 26 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe (Ocupação do solo urbano).



Fonte: Elaborado pelo autor.

O gráfico do histograma do método ReCiPe apresenta uma média de resultado de -0,000819914, onde há um desvio padrão do resultado de 0,000250194, com valores mínimo e máximo de -0,00173687 e 0,002259807, respectivamente. A faixa de percentil entre 5% e 95% é de - 0,00125897 à -0,000489753, valor mínimos e máximos de -0,00173687 e 0,002259807.

Observa-se através do histograma uma média negativa, que em geral, o processo de reciclagem de índio tende a ter um impacto de mitigação diferente do que foi observado com os resultados apresentados inicialmente como um impacto não mitigado no valor de 0,00052 m2a. Mesmo no percentil de 95% da faixa, o valor permanece negativo, o que confirma que, em 95% dos cenários, o impacto continua a ser benéfico para ocupação de solo urbana. Quando se observou os valores mínimo e o máximo, o resultado de 0,00052 está dentro desta faixa. Assim, pode-se concluir que o resultado apresentado inicialmente no estudo está dentro da faixa de probabilidade menor que 5%. Esta tendência também é observada em outros métodos comparativos como o CML e ILCD mostrados na seção de análise de sensibilidade onde os resultados apresentaram um impacto de 0,000657784 m2a e 0,064677675 points. Os resultados são mostrados através da Tabela 15.

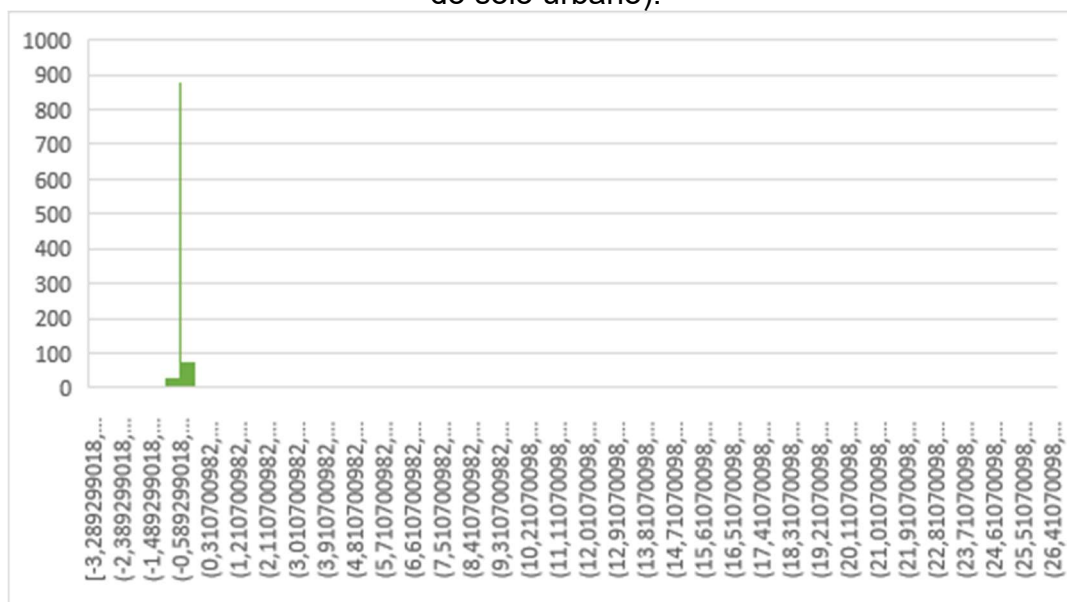
Tabela 15 – Dados estatísticos de diferentes metodologias.

Método	ReCiPe	CML	ILCD
Unidade de referência	m2a	m2a	points
Resultado Inicial	0,0005200	0,0006578	0,0646777
Média	-0,0008199	-0,0006848	-0,1026370
Desvio padrão	0,0002502	0,0020044	0,8615675
Mínimo	-0,0017369	-0,0110628	-3,2892990
Máximo	0,0022598	0,0390463	26,5567744
Mediana	-0,0007943	-0,0008477	-0,1377928
Percentil 5%	-0,0012590	-0,0023523	-0,2837321
Percentil 95%	-0,0004898	0,0013981	0,0629443

Fonte: Elaborado pelo autor.

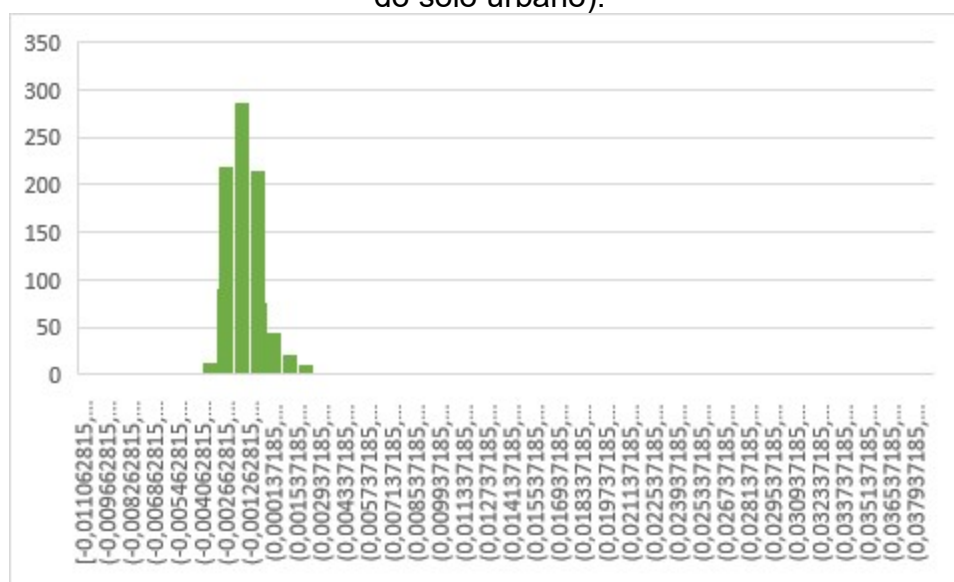
Os Gráficos 27 e 28 do histograma através da análise de Monte Carlo com os resultados de tendência das metodologias CML e ILCD são apresentados também.

Gráfico 27 – Histograma de distribuição de frequência do método ILCD (ocupação do solo urbano).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 28 – Histograma de distribuição de frequência do método CML (Ocupação do solo urbano).



Fonte: Elaborado pelo autor.

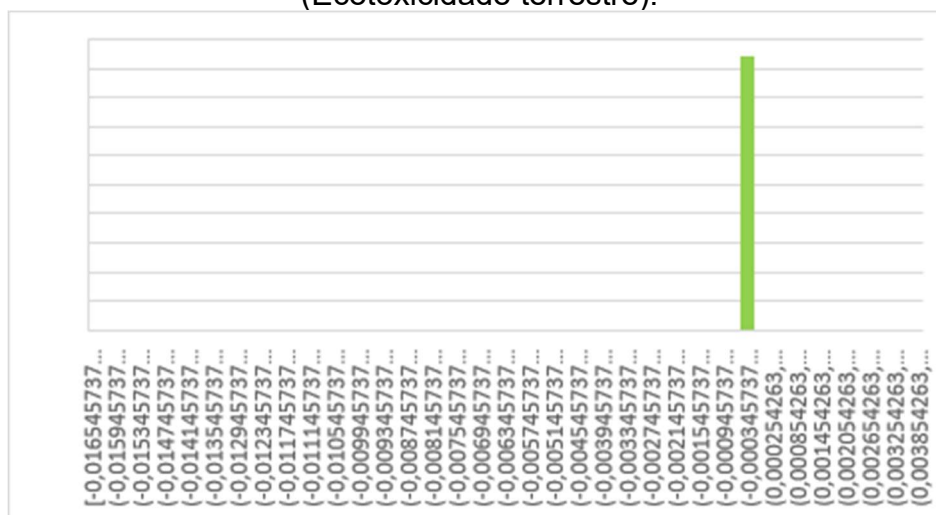
A comparação entre os métodos revela uma tendência de resultados negativos em todos os casos, contrastando com os resultados iniciais do estudo. Ao analisar a faixa dos percentis dos resultados para os métodos CML e ILCD, observa-se um valor

positivo para a margem na faixa de 95%, onde o impacto do processo de reciclagem de índio na categoria ocupação de solo apresenta uma tendência geral próximo ao resultado inicial do estudo, embora ainda estejam fora da faixa entre 5% e 95%.

4.8.4 Análise de incerteza para a categoria de impacto ecotoxicidade terrestre

O Gráfico 29 apresenta resultados de análise de incerteza utilizando o método Monte Carlo para avaliação para a categoria de impacto de ecotoxicidade terrestre utilizando o método de ReCiPe 2016.

Gráfico 29 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe (Ecotoxicidade terrestre).



Fonte: Elaborado pelo autor.

O gráfico do histograma do método ReCiPe apresenta uma média de resultado de $-4,55984 \times 10^{-5}$, onde há um desvio padrão do resultado de 0,000570186, com valores mínimo e máximo de -0,016545737 e 0,003900862, respectivamente. O percentil de 5% é de -0,070320648 e 95% -0,02670228, valores mínimos e máximos de -0,000112572 e $3,43283 \times 10^{-5}$.

Observa-se através da média negativa que em geral, o processo de reciclagem de índio tende a ter um impacto positivo, ou seja, uma redução na ecotoxicidade terrestre indicando uma tendência geral de melhoria no ambiente terrestre. Entretanto,

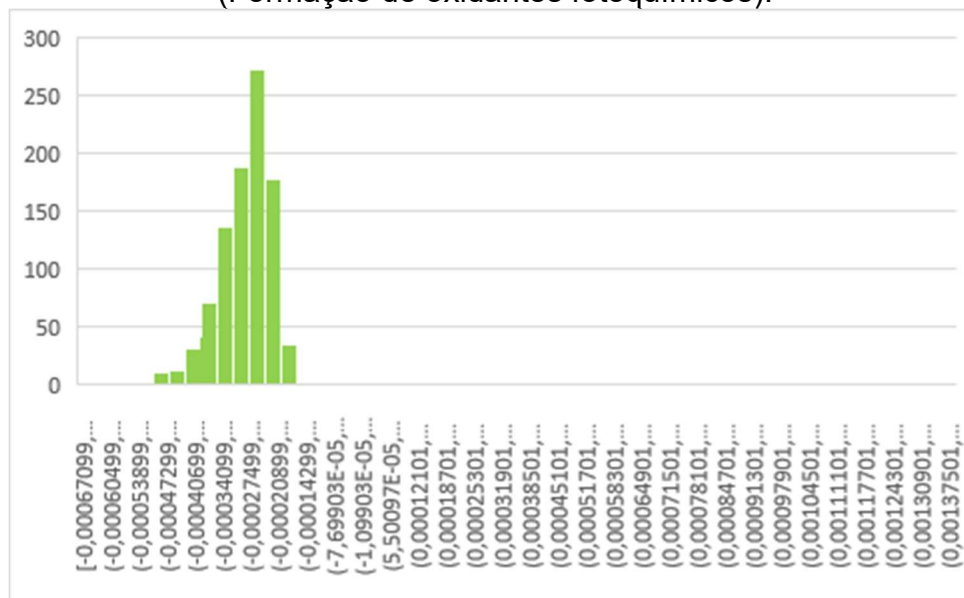
o desvio padrão é significativamente maior que a média, o que indica que há uma grande variabilidade nos resultados. Isso pode sugerir que o impacto do processo de reciclagem pode variar amplamente, com alguns cenários mostrando um efeito benéfico maior e outros menos pronunciados.

Comparando os percentis de 5% e 95%, a simulação indica que em 90% dos resultados obtidos nesta faixa produz há redução do impacto com uma redução mais significativa na ecotoxicidade terrestre. Para os valores mínimo e máximo encontrados na simulação, há uma probabilidade remota de 1 para 1000 interações para que estes valores mitigando ou não o impacto.

4.8.5 Análise de incerteza para a categoria de impacto de formação de oxidantes fotoquímicos

O Gráfico 30 mostra os resultados das simulações de interação utilizando a análise probabilística de Monte Carlo para o método ReCiPe analisando a categoria de impacto de formação de oxidantes fotoquímicos.

Gráfico 30 – Histograma de distribuição de frequência do método ReCiPe (Formação de oxidantes fotoquímicos).



Fonte: Elaborado pelo autor.

O gráfico do histograma para a categoria de impacto destacada apresenta uma média de resultado de -0,000255187, onde há um desvio padrão do resultado de 9,42824E-05, com valores mínimo e máximo de -0,00067099 e 0,001389148, respectivamente. O percentil de 5% e 95% é de -0,000391797 e -0,000177718.

Analisando a média negativa, pode indicar que, o processo de reciclagem de índio tende a reduzir a formação de oxidantes fotoquímicos, o que pode ser benéfico para a qualidade do ar e para a saúde humana demonstrando uma tendência de mitigação do impacto ambiental. Com o desvio padrão menor do que média, sugere que os resultados são relativamente consistentes. A variabilidade nos cenários simulados é baixa, o que significa que a maioria dos resultados está próxima da média, reforçando a confiança na tendência de redução do impacto. Entre o intervalo dos percentis de 5% e 95% também sugere que uma tendência de diminuição no impacto já que os valores encontrados na simulação de cenários são negativos para 90% dos resultados.

Assim, os resultados indicam que o processo de reciclagem de índio é, em sua maioria, benéfico na categoria de impacto de formação de oxidantes fotoquímicos, entretanto presença de cenários com impacto adverso, embora menos frequente,

aponta para a importância de um gerenciamento cuidadosa para maximizar os benefícios ambientais do processo de reciclagem de Índio.

CONCLUSÃO

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) da reciclagem de índio indica que o processo de reciclagem de índio de resíduos tecnológicos pode reduzir significativamente os impactos ambientais quando comparado aos métodos primários de produção, ou para o descarte de destes resíduos como, por exemplo, aterros sanitários. A análise destaca os benefícios da reciclagem de 2,3kg de tela (1,0 kg de Substrato de tela) na mitigação de diversas questões ambientais, como mudanças climáticas (GWP100) com -0,040302312 kg CO₂-Eq, formação de material particulado (PMFP) com - 0,000125295 kg PM10-Eq, ecotoxicidade marinha (METPinf) com - 0,008935446 kg 1,4-DCB-Eq, toxicidade humana (HTPinf) com -0,119915579 kg 1,4-DCB-Eq, acidificação terrestre (TAP100) com -0,000320051 kg SO₂-Eq e ecotoxicidade de água doce (FETPinf) com -4,95859E-05 kg P-Eq, entre outras identificadas pelo método ReCiPe. No entanto, o processo de reciclagem de índio também apresenta alguns desafios ambientais. Categorias de impacto como ocupação de terras agrícolas (ALOP) com 0,000136396 m²a, ocupação de terras urbanas (ULOP) com 0,000520603 m²a e esgotamento de água (WDP) com 0,000384064 m³ mostraram impactos não mitigados quando comparados com a extração primária avaliada com o método ReCiPe. Essas descobertas sugerem que, embora este processo de reciclagem de índio ofereça benefícios ambientais significativos, certas categorias analisadas como uso da terra e consumo de água precisam de mais atenção para minimizar os impactos negativos necessitando de melhorias no processo para torná-lo mais sustentável.

A normalização dos impactos ambientais com base na metodologia ReCiPe 2016 Midpoint (H) mostrou que categorias como esgotamento da água, ocupação do solo urbano, mudanças climáticas, ecotoxicidade terrestre e formação de oxidantes fotoquímicos dominam o ciclo de vida, representando mais de 85% dos impactos mitigados ou não mitigados em seu valor absoluto.

Uma comparação de cenários – reciclagem de índio versus descarte em aterros sanitários – ilustra os benefícios ambientais substanciais da reciclagem.

Notavelmente, a reciclagem reduz significativamente os impactos relacionados às mudanças climáticas, formação de oxidantes fotoquímicos e ecotoxicidade terrestre. Esses benefícios incluem menores emissões de CO₂, redução de poluentes atmosféricos e menos contaminação do solo quando comparados ao descarte em aterros sanitários. No entanto, uma exceção notável é o esgotamento dos recursos hídricos, onde a reciclagem de índio consome mais água do que a deposição em aterro. Isso destaca a necessidade de otimizar o uso da água no processo de reciclagem para melhorar ainda mais seu equilíbrio ambiental. Além disso, a reciclagem requer menos espaço urbano do que o aterro, indicando que os aterros ocupam mais terra, o que pode representar desafios de gerenciamento de resíduos a longo prazo. Embora a deposição em aterro possa parecer mais simples, não aborda os impactos ambientais a longo prazo, especialmente os relacionados com a incineração e a produção de poluentes.

Os resultados comparativos na análise de sensibilidade do processo de reciclagem mostraram variação mínima nos impactos das mudanças climáticas entre os métodos, com diferenças de até -5,36%, indicando um resultado consistente. No entanto, a ocupação do solo urbano apresentou maior variação, sugerindo que a ReCiPe pode ser mais sensível a essa categoria. Para a formação de oxidantes fotoquímicos, ReCiPe e ILCD 2.0 mostraram semelhanças significativas, mas uma diferença de quase 60% em comparação com CML 2001 destacou diferentes abordagens de cálculo. A ecotoxicidade terrestre mostrou uma variação de 43% entre ReCiPe e CML 2001, provavelmente devido à gama mais ampla de substâncias tóxicas consideradas pelo ReCiPe.

A variação mais substancial apareceu no esgotamento da água. A ReCiPe estimou um impacto de 0,000384064 m³, enquanto a ILCD 2.0 relatou um impacto mitigado de -0,032475829 m³. Essa discrepância decorre de diferentes abordagens de modelagem e regionalização, sendo o ReCiPe mais conservador, enquanto o ILCD 2.0 contabiliza as práticas de mitigação, resultando em uma redução líquida no impacto. Estudos futuros devem investigar mais a fundo o esgotamento de recursos, como água e recursos bióticos, em países em desenvolvimento como o Brasil, já que

os modelos atuais atendem predominantemente a nações desenvolvidas, como Europa, EUA, China e Japão. O método suíço Ecoscarcity 2007, sugerido pela Plataforma Europeia de Avaliação do Ciclo de Vida (ILCD), poderia servir de ponto de partida para novos estudos sobre esta categoria de impacto (ILCD, 2010).

A análise de incerteza dos dados de ACV, conduzida usando a matriz de Pedigree, mostrou que as incertezas dos dados primários variam de acordo com o processo e a fonte. A maior incerteza foi encontrada no tratamento de águas residuais, indicando a necessidade de mais pesquisas para aumentar a precisão dos dados. A colaboração direta com laboratórios e a criação de inventários específicos são recomendadas para estudos futuros para reduzir as incertezas e aumentar a robustez da avaliação do ciclo de vida da reciclagem de índio.

Por meio de uma análise probabilística por meio da simulação de Monte Carlo, a tendência geral apontou para a mitigação dos impactos ambientais nas categorias avaliadas. O processo de reciclagem de índio mostrou potencial para reduzir o aquecimento global, o esgotamento da água, a ocupação do solo urbano, a ecotoxicidade terrestre e a formação de oxidantes fotoquímicos. Essa tendência foi apoiada por médias predominantemente negativas nos resultados, indicando que a reciclagem geralmente reduz os impactos na maioria dos cenários simulados, contrastando com a análise total dos resultados.

Apesar da tendência de mitigação, a análise também revelou considerável variabilidade nos resultados, refletida em altos desvios-padrão em várias categorias de impacto. Essa variabilidade sugere que, embora a reciclagem tenha o potencial de trazer benefícios ambientais, ela também está sujeita a incertezas significativas, o que implica que, em alguns cenários desfavoráveis, os impactos podem não ser efetivamente mitigados. A comparação entre metodologias de avaliação, como ReCiPe e ILCD para esgotamento de água, ilustrou que os resultados podem variar substancialmente dependendo do método escolhido. O ReCiPe tende a mostrar maior variabilidade, enquanto o ILCD geralmente fornece resultados mais consistentes e favoráveis em termos de mitigação de impacto, particularmente em relação ao

esgotamento da água. Essa disparidade ressalta a importância de selecionar a metodologia apropriada com base no processo e no contexto ambiental (ILCD, 2010).

A análise probabilística de Monte Carlo destacou os benefícios potenciais e os riscos associados à reciclagem de índio de resíduos tecnológicos. Embora a maioria dos cenários simulados indique mitigação de impacto ambiental, a presença de valores extremos e variabilidade sugere a necessidade de avaliação contínua e desenvolvimento de estratégias para minimizar riscos, particularmente em cenários onde os impactos ambientais não foram mitigados.

O estudo apresenta limitações em relação aos dados secundários, sendo grande parte deles extraídos de bancos de dados como Ecoinvent, SICV e estimativas de adaptação de projetos, como o uso de energia elétrica. Embora esses dados sejam representativos e relevantes, sua confiabilidade e precisão podem variar, introduzindo incertezas na análise. O estudo não realizou um inventário específico para os resíduos gerados durante o processo de reciclagem, o que poderia ter proporcionado uma melhor visão dos impactos ambientais. A falta de foco nessa área pode ter adicionado mais incertezas nas categorias de impacto do descarte de resíduos. Os dados utilizados no estudo são específicos do Brasil e de um determinado período, limitando a generalização das conclusões para outros contextos geográficos ou temporais.

A análise de incerteza usando a Matriz de Pedigree é baseada em julgamentos subjetivos para fluxos de entrada e saída, introduzindo viés de pesquisador nos resultados. A subjetividade na classificação dos dados pode levar à variabilidade nos valores de incerteza, afetando a robustez das conclusões (CIROTH *et al.*, 2016).

A discrepância nos resultados obtidos a partir de diferentes metodologias (ReCiPe, ILCD, CML) aponta para uma limitação relacionada à escolha da metodologia. A adoção de diferentes abordagens mostrou que ela pode gerar resultados contrastantes, dificultando comparações diretas e interpretações claras de algumas categorias de impacto ambiental. Isso destaca a necessidade de seleção de metodologia padronizada e consideração de vários métodos para uma análise mais abrangente, conforme demonstrado no estudo. O estudo se concentrou apenas nos impactos ambientais, sem considerar os aspectos econômicos da reciclagem de índio.

BIBLIOGRAFIA

AMATO, A., ROCCHETTI, L., & BEOLCHINI, F. (2017). Environmental impact assessment of different end-of-life LCD management strategies. **Waste management**, 59, 432-441.

AMATO, A., ROCCHETTI, L., & BEOLCHINI, F. (2017). Evaluation of different strategies for end-of-life liquid crystal displays (LCD) Management. **Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)**, 16(8).

BARAHMAND, Z., EIKELAND, M. S. **Life cycle assessment under uncertainty: a scoping review**. World, v. 3, n. 3, p. 692-717, 2022.

CIACCI, L., WERNER, T. T., VASSURA, I., & PASSARINI, F. (2019). Backlighting the European Indium Recycling Potentials. **Journal of Industrial Ecology**, 23(2), 426–437. Doi: 10.1111/jiec.12744.

CIROTH, A., MULLER, S., WEIDEMA, B., & LESAGE, P. (2016). Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 21, 1338-1348.

CIROTH, A. *et al.* Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 1338-1348, 2016.

DODBIBA, G. *et al.* (2012). Leaching of indium from obsolete liquid crystal displays: Comparing grinding with electrical disintegration in context of LCA. **Waste Management**, 32(10), 1937-1944.

DONG, Y. H., THOMAS, N. G. S. Comparing the midpoint and endpoint approaches based on ReCiPe—a study of commercial buildings in Hong Kong. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 1409-1423, 2014.

EUROPEAN COMMISSION (EC) – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2011. Supporting Environmentally Sound Decisions for Waste Management – A technical guide to Life Cycle Thinking (LCT) and Life Cycle Assessment (LCA) for waste experts and LCA practitioners. EUR 24916 EN – 2011. Publications Office of the European Union, Luxembourg, LU.

EUROPEAN COMMISSION, Enterprise and Industry. (2014). Report on critical raw materials for the EU. **Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials**. Disponível em: https://ec.europa.eu/growth/tools-databases/eip-raw-materials/en/system/files/ged/79%20report-b_en.pdf. Acesso em: 10 set. 2024.

EUROPEAN COMMISSION. (2017) Report on critical raw materials for the EU. Disponível em: https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/specific-interest/critical_en. Acesso em: 11 out. 2024.

FERELLA, F., BELARDI, G., MARSILII, A., DE MICHELIS, I., & VEGLIO, F. (2017). Separation and recovery of glass, plastic and indium from spent LCD panels. **Waste Management**, 60, 569–581. Doi: 10.1016/j.wasman.2016.12.030.

FONTANA, D. F. FORTE, M. PIETRANTONIO & S. PUCCIARMATI (2020). **Desenvolvimentos recentes sobre a reciclagem de monitores de tela plana em fim de vida: uma revisão abrangente focada no Índio**. Avaliações críticas em ciência ambiental e Tecnologia. Doi: 10.1080/10643389.2020.1729073.

FONTANA, D., FORTE, F., DE CAROLIS, R., & GROSSO, M. (2015). Materials recovery from waste liquid crystal displays: A focus on indium. **Waste Management** 2015, 45, 325–333. Doi:10. 1016/j.wasman.2015.07.043.

GEHRKE, P., GORETTI, A. A. T., AVILA, L. V. Impacts of the energy matrix on Brazilian sustainable development. **Revista de Administração da UFSM**, v. 14, p. 1032-1049, 2022.

GENDEREN, E. V. *et al.* A global life cycle assessment for primary zinc production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 1580-1593, 2016.

HAN, W., ZHAO, R., LIU, W., WANG, Y., ZHANG, S., ZHAO, K., & NIE, J. (2023). Environmental contamination characteristics of heavy metals from abandoned lead–zinc mine tailings in China. **Frontiers in Earth Science**, 11, 1082714.

HONG, J. *et al.* Life cycle assessment of electronic waste treatment. **Waste management**, v. 38, p. 357-365, 2015.

HUIJBREGTS, M. A. J. *et al.* ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 138-147, 2017.

ILCD (International Reference Life Cycle Data System), (2010), **General guide for Life Cycle Assessment-Detailed guidance**. European Commission, Joint Research Centre (DG JRC), Disponível em: <http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment/assessment/publications>. Acesso em: 1 out. 2024.

INDUSTRIAL TECHNOLOGY RESEARCH INSTITUTE (ITRI). **LCD waste recycling system developed for a circular economy**. Disponível em: <https://www.itri.org.tw/eng/DM/PublicationsPeriods/745621425201177074/content/focus3.html>. Acesso em 8 out. 2024.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. (2006). Environmental management: life cycle assessment; requirements and guidelines (Vol. 14044). Geneva, Switzerland: ISO.

JIA, Y. *et al.* Exploring the potential health and ecological damage of lead–zinc production activities in China: A life cycle assessment perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 381, p. 135218, 2022.

JOLLIET, O., BRENT, A., GOEDKOOP, M., ITSUBO, N., MUELLER-WENK, R., PEÑA, C., & HAES, H. D. (2003). Final report of the LCIA Definition study. **Life Cycle Impact Assessment Programme of the Life Cycle Initiative**. Disponível em: <https://lca-net.com/publications/show/final-report-lcia-definition-study/>. Acesso em: 8 set. 2024.

KHAJVAND, M. *et al.* Management of greywater: environmental impact, treatment, resource recovery, water recycling, and decentralization. **Water Science & Technology**, v. 86, n. 5, p. 909-937, 2022.

PARK, K. S. SATO, W. GRAUSE, G. KAMEDA, T. AND YOSHIOKA, T. THERMOCHIM. Acta. Doi: 10.1016/j.tca.2009.03.003 (2009).

LAURENT, A. *et al.* Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. **Waste Management** (2013), Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>. Acesso em: 4 set. 2024.

LEE, C. H., JEONG, M. K., KILICASLAN, M. F., LEE, J. H., HONG, H. S., & HONG, S. J. (2013). Recovery of indium from used LCD panel by a time efficient and environmentally sound method assisted HEBM. **Waste Management**, 33(3), 730–734. Doi: 10.1016/j.wasman.2012.10.002.

LI, S., TANG, M., HE, J., YANG, S., TANG, C., & CHEN, Y. (2006). Extraction of indium from indium - zinc concentrates. Transactions of Nonferrous Metals Society of China, 16(6), 1448–1454. Doi: 10.1016/S1003-6326(07)60036-3.

LIN, J., LI, X., LUO, F., LIU, W., TANG, X., WANG, M., & LI, Y. Security evaluation of China's indium industrial chain: Perspective on substance flow throughout the whole life cycle. **Sustainable Production and Consumption**, v. 47, p. 557-569, 2024.

MOVILLA, N. A., ZWOLINSKI, P., DEWULF, J., & MATHIEUX, F. (2016). A method for manual disassembly analysis to support the ecodesign of electronic displays. **Resources, Conservation and Recycling**, 114, 42–58. Doi:10.1016/j.resconrec.2016.06.018.

NAZARI, S., GHARABAGHI, M., Investigation on life cycle assessment of lead and zinc production. **International Journal of Mining and Geo-Engineering**, v. 49, n. 2, p. 245-252, 2015.

PORTUGAISE, M. K., JÓHANNSDÓTTIR, L., & MURAKAMI, S. (2023). Extended producer responsibility's effect on producers' electronic waste management practices in Japan and Canada: drivers, barriers, and potential of the urban mine. **Discover Sustainability**, 4(1), 8.

practice. London, UK: Taylor and Francis Group. ISBN 9780824750633.

ROCCHETTI, L., AMATO, A., & BEOLCHINI, F. (2016). Recovery of indium from liquid crystal displays. **Journal of Cleaner Production**, 116, 299–305. Doi: 10.1016/j.jclepro.2015. 12.080.

ROCCHETTI, L., AMATO, A., & BEOLCHINI, F. (2018). Printed circuit board recycling: A patent review. **Journal of Cleaner Production**, 178, 814–832. Doi: 10.1016/j.jclepro.2018.01.076.

ROCCHETTI, L., AMATO, A., FONTI, V., UBALDINI, S., DE MICHELIS, I., KOPACEK, B., ... BEOLCHINI, F. (2015). Cross-current leaching of indium from end-of-life LCD panels. **Waste Management**, 42, 180–187. Doi: 10.1016/j.wasman.2015.04.035

RUELLO, M. L., AMATO, A., BEOLCHINI, F., & MONOSI, S. (2016). Valorizing end-of-life LCD scraps after indium recovery. **Physica status solidi (c)**, 13(10-12), 1011-1016.

RYDBEG, J., COX, M., MUSIKAS, C., & CHOPPIN, G. R. (2004). Solvent extraction principles andT. Minami, **Thin Solid Films**. Doi: 10.1016/j.tsf.2007.03.082 (2008).

SANTOS, S. M., OGUNSEITAN, O. A. E-waste management in Brazil: Challenges and opportunities of a reverse logistics model. **Environmental Technology & Innovation**, v. 28, p. 102671, 2022.

VOSE, D. Monte Carlo Risk Analysis Modeling. Fundamentals of Risk Analysis and Risk Management. **CRC Press, Inc.** 1997.

WANG, H., GU, Y., WU, Y., ZHANG, Y. N., & WANG, W. An evaluation of the potential yield of indium recycled from end-of-life LCDs: a case study in China. **Waste Management**, v. 46, p. 480-487, 2015.

WEIDEMA, B. P. (1998). Multi-user test of the data quality matrix for product life cycle inventory data. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 3, 259-265.

- YEN, F. C., CHANG, T. C., Laohaprapanon, S., Chen, Y. L., & You, S. J. (2016). Recovery of indium from LCD waste by solvent extraction and the supported liquid membrane with strip dispersion using D2EHPA as the extractant. **Solvent Extraction Research and Development**, 23(1), 63–73. Doi: 10.15261/serdj.23.63.
- YU, L., MORIGUCHI, Y., NAKATANI, J., ZHANG, Q., LI, F., HE, W., & LI, G. (2019). Environmental impact assessment on the recycling of waste LCD panels. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, 7(6), 6360-6368.
- ZHANG, Kaihua et al. Recycling indium from waste LCDs: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 104, p. 276-290, 2015.
- FAKHREDIN, Farzaneh; HUISMAN, Jaco. Analyzing end of life LCD TV WEEE flows in Europe. In: **Proceedings of conference EcoDesign**. 2013. p. 4-6.
- GERBASE, Annelise Engel; OLIVEIRA, Camila Reis de. Reciclagem do lixo de informática: uma oportunidade para a química. **Química Nova**, v. 35, p. 1486-1492, 2012.
- FRANZ, Nádia Mara; SILVA, Christian Luiz da. Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE): global and contemporary challenge to production chains and the urban environment. **Gestão & Produção**, v. 29, p. e6621, 2022.

APÊNDICE A – TABELA DE INCERTEZAS DA MATRIZ PEDIGREE

Tabela com os dados de incerteza da Matriz Pedigree

Fios de entrada e saída do processo de Desmontagem e Trituração

Fluxo - Dados Primários (Entrada)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
Electricity from Brazilian hydroelectric power plant	1,80000	MJ	Electricity Brazilian hydroelectric power plant	(2; 2; 1; 1; 2)	1,0744
used liquid crystal display module	2,30000	kg		(3; 2; 1; 1; 2)	1,6571
Fluxo - Dados Primários (Saída)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
Substrato ITO Triturado	1,00000	kg		(3; 2; 1; 1; 2)	1,6571
scrap aluminium	1,30000	kg	market for scrap aluminium scrap	(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493

Dados de entrada e saída do processo de Lixiviação

Fluxo - Dados Primários (Entrada)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
Electricity from Brazilian hydroelectric power plant	1,36800	MJ	Electricity Brazilian hydroelectric power plant	(2; 2; 1; 1; 2)	1,0744
Substrato ITO Triturado	1,00000	kg	Desmontagem e Trituração	(2; 1; 1; 1; 1)	1,0500
sulfuric acid	0,30000	kg	sulfuric acid production sulfuric acid	(2; 1; 1; 1; 1)	1,0500
water, deionised	2,70000	kg	market for water, deionised water	(2; 1; 1; 1; 1)	1,0500
Fluxo - Dados Primários (Saída)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
Solução Lixiviada	3,21400	kg		(2; 1; 1; 1; 1)	1,0500
process-specific burdens, residual material landfilled	0,78600	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493

Dados de entrada e saída do processo de Precipitação e trituração

Fluxo - Dados Primários (Entrada)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
kraft paper, bleached	5,08960	kg	market for kraft paper, bleached	(3; 3; 1; 3; 2)	1,1267
sodium hydroxide, without water, in 50% solution	0,34000	kg		(2; 2; 1; 1; 1)	1,0541
Solução Lixiviada	3,21400	kg	Lixiviação	(2; 1; 1; 1; 1)	1,0500
water, deionised	0,89000	kg	water production, deionised water	(2; 1; 1; 1; 1)	1,0500
Fluxo - Dados Primários (Saída)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
Precipitado	0,07451	kg		(2; 1; 1; 1; 1)	1,0500
Solução aquosa (Precipitação)	4,20050	kg	Tratamento Resíduos Ácidos	(2; 1; 1; 1; 1)	1,0500

Dados de entrada e saída do processo de Secagem

Fluxo - Dados Primários (Entrada)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
Electricity from Brazilian hydroelectric power plant	5,40000	MJ	Electricity Brazilian hydroelectric power plant	(2; 2; 1; 1; 2)	1,0744
Precipitado	0,07451	kg	Precipitação e Filtração	(1; 1; 1; 1; 1)	1,0300
Fluxo - Dados Primários (Saída)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
indium	0,00018	kg		(2; 1; 1; 1; 1)	1,5400
aluminium hydroxide	0,03100	kg		(2; 2; 1; 1; 1)	1,5416
magnesium oxide	0,00170	kg		(1; 1; 2; 1; 1)	1,0300
tin concentrate	0,00030	kg		(1; 1; 2; 1; 2)	1,1831
zinc concentrate	0,00002	kg		(1; 1; 2; 1; 2)	1,1831
Paper (waste treatment) (GLO) recycling of paper	5,08960	kg		(1; 1; 2; 1; 2)	1,1831
wastewater, average	0,00002	m3	treatment of wastewater, average	(1; 1; 2; 1; 2)	1,1831
Calcium hydroxide	0,02000	kg		(2; 1; 1; 1; 1)	1,5400

Dados de entrada e saída do processo Tratamento de Resíduos Ácidos

Fluxo - Dados Primários (Entrada)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
Solução aquosa (Precipitação)	4,20050	kg		(1; 1; 2; 1; 1)	1,0300
iron(III) sulfate, without water, in 12.5% iron sol	0,01383	kg	market for iron(III) sulfate, without	(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
sodium hydroxide, without water, in 50% solutic	0,15000	kg	chlor-alkali electrolysis, diaphragm	(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
sodium hydroxide, without water, in 50% solutic	0,00002	kg	chlor-alkali electrolysis, diaphragm	(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
wastewater, average	0,30100	m3		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Fluxo - Dados Primários (Saída)	Quantidade	Unidade	Fornecedor	Qualidade dos dados (R, C, T, G, F)	Incerteza média
iron(III) sulfate, without water, in 12.5% iron sol	0,00055	kg		(3; 3; 2; 3; 3)	2,0079
inert waste, for final disposal	0,10898	kg	market for inert waste, for final dis	(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
sulfidic tailings, from copper mine operation	0,01433	kg	market for sulfidic tailings, from co	(3; 3; 2; 3; 3)	2,0079
wastewater, average	0,30476	m3	market for wastewater, average	(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Aluminum, fume or dust	0,02100	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Calcium	0,01100	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Chromium, ion	0,00015	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Copper, ion	0,00040	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
indium	0,00005	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Iron	0,00880	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Magnesium	0,00280	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Manganese	0,00002	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
nickel (ii)	0,00001	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Sodium sulfate	0,43400	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Strontium	0,00320	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Tin	0,00057	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493
Zinc, ion	0,00022	kg		(2; 3; 2; 3; 3)	1,9493

APÊNDICE B – CÁLCULO DE CORREÇÃO DO PH

Cálculo de correção do pH para adição de Hidróxido de Sódio para tratamento de efluente

$$pH + pOH = 14$$

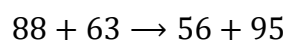
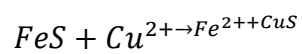
$$9,8 + pOH = 14$$

$$pOH = 4,2$$

$$pOH = -\log$$

$$4,2 = -\log$$

$$M = \frac{m_1}{M_1 \cdot V} \quad 0,0000631 = \frac{m_1}{40 \times 267} \quad m_1 = 0,67g \text{ de Hidróxido de sódio;}$$



APÊNDICE C – FICHAMENTO DE PESQUISA

Fichamento da pesquisa

Ano	Artigo	Programa	Unidade Funcional	Base de Dados	Método
2019	Environmental Impact Assessment on the Recycling of Waste LCD Panels	OpenLCA	1 kg of waste LCD panels	Ecoinvent database v2.0	ReCiPe 2008 e Eco-Indicator 99 (EI'99)

Indicadores das Categorias de Impacto	Observações
Climate change (CC), ozone depletion (OD), freshwater eutrophication (FEP), marine eutrophication (MEP), terrestrial acidification (TA), photochemical oxidant formation (POF), particulate matter formation (PMF), ionizing radiation (IR), freshwater ecotoxicity (FET), human toxicity (HT), marine ecotoxicity (MET), terrestrial ecotoxicity (TET), fossil depletion (FRD), and metal depletion (MRD)	O EI'99 é aplicado para dar uma visão mais intuicionista, na qual os impactos ambientais são resumidos em três categorias: saúde humana, qualidade do ecossistema e consumo de recursos. As etapas de normalização e ponderação são realizadas para obter o valor final dos impactos totais para comparação

Ano	Artigo	Programa	Unidade	Base de	Método
-----	--------	----------	---------	---------	--------

			Funcional	Dados	
2017	Environmental impact assessment of different end-of-life LCD management strategies	GaBi 6 e OpenLCA	100 kg of end-of-life LCD	EcoInvent 2.2	IPCC (100 anos)

Indicadores das Categorias de Impacto	Observações
Aquecimento global (GWP100) - CO2-equiv., e acidificação, -H+ - equiv.	A escolha dessas categorias se deu pelo fato de as mudanças climáticas serem um tema muito atual, como também confirmado pela recente Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (Dalby, 2015), e pelo uso do ácido sulfúrico para o processo de recuperação do índio

Ano	Artigo	Programa	Unidade Funcional	Base de Dados	Método
2016	Valorizing end-of-life LCD scraps after indium recovery	GaBi 6 Professional	1 kg de argamassa	EcoInvent 2.2	IPCC (100 anos)

Indicadores das Categorias de Impacto	Observações
Aquecimento global (GWP100) - CO2-Equiv	

Ano	Artigo	Programa	Unidade	Base de	Método
-----	--------	----------	---------	---------	--------

			Funcional	Dados	
2017	Environmental impacts and resource losses of incinerating misplaced household special wastes (WEEE, batteries, ink cartridges and cables)	EASETECH H	1 t of wet residual household waste	EASETECH	Metodo ILCD

Indicadores das Categorias de Impacto	Observações
Global warming (GW); stratospheric ozone depletion (OD); photochemical oxidant formation (POF); terrestrial acidification (ACsoil); eutrophication potential (EPsoil); freshwater eutrophication (EPfw); marine water eutrophication (EPmw); human toxicity; carcinogenic (HTcarcinogenic); human toxicity; noncarcinogenic (HTnon-carcinogenic); ecotoxicity (ET); depletion of abiotic resources (fossil)(RDfossil); and depletion of abiotic resource (elements) (RDabiotic)	-

Ano	Artigo	Programa	Unidade Funcional	Base de Dados	Método
-----	--------	----------	-------------------	---------------	--------

2016	Recovery of indium from liquid crystal displays	GaBi 5	1 kg de resíduos de painel LCD tratado	Ecoinvent 2.0	CML 2001 - Nov. 09 method.
-------------	---	--------	--	---------------	----------------------------

Indicadores das Categorias de Impacto	Observações
Abiotic depletion (kg Sb-Equiv.) and global warming (- CO2-equiv)	-

Ano	Artigo	Programa	Unidade Funcional	Base de Dados	Método
2017	Evaluation of different strategies of end-of-life LCD management	GaBi 6	100 kg of end-of-life monitors	Ecoinvent 2.2	IPCC (100 anos)

Indicadores das Categorias de Impacto	Observações
Global warming (GW100) - CO2-equiv	-

Ano	Artigo	Programa	Unidade Funcional	Base de Dados	Método
------------	---------------	-----------------	--------------------------	----------------------	---------------

2012	Leaching of indium from obsolete liquid crystal displays: Comparing grinding with electrical disintegration in context of LCA	-	132.700 unidades por ano de monitores LCD obsoletos em 10 anos	-	-
-------------	---	---	--	---	---

Indicadores das Categorias de Impacto	Observações
(1) depletion of abiotic resources (AR), expressed in “kilogram-antimony-equivalent” (kg Sb eq.); (2) global warming (GW), expressed in “kilogram carbon-dioxide equivalent” (kg CO ₂ eq.); (3) acidification (AC), expressed in “kilogram sulfur-dioxide equivalent” (kg SO ₂ eq.); (4) photo-oxidant formation (POF), expressed in “kilogram ethylene equivalent” (kg C ₂ H ₄ eq.); (5) eutrophication (EP), expressed in “kilogram phosphate equivalent” (kg PO ₃ (4) eq:P; (6) human toxicity (HT), expressed in “kilogram 1,4-dichlorobenzene equivalent” (kg 1,4-DCB eq.)	A pesquisa concluiu que a desintegração elétrica é o método de pré-processamento mais eficaz e ecológico para a lixiviação do índio.

Ano	Artigo	Programa	Unidade Funcional	Base de Dados	Método
------------	---------------	-----------------	--------------------------	----------------------	---------------

2016	Secondary indium production from end-of-life liquid crystal displays	GaBi 6 software (PE International)	90 kg of LCD panel	Ecolnvent database v. 2.01	CML2001 – April 2013, EU25 + 3,
-------------	--	------------------------------------	--------------------	----------------------------	---------------------------------

Indicadores das Categorias de Impacto	Observações
acidification (a), global warming (b), ozone depletion (c) and resources depletion (d)	A inovação do processo deve-se à aplicação de uma configuração de lixiviação de corrente cruzada que permitiu a diminuição do consumo de matérias-primas. A avaliação mostrou a carga ambiental significativa devido à produção de águas residuárias, seguida pelo uso de ácido sulfúrico e hidróxido de sódio

[illegible]

- Na etapa seguinte, no processo de “Precipitação e Filtração”, o fluxo de saída da etapa anterior, “Solução lixiviada” se torna o fluxo de entrada desta etapa. Para este processo foram criados dois fluxos de saída, um denominado “Precipitado”, com o material de interesse e outro “Solução Aquosa Precipitado” que é o efluente gerado no processo.

[illegible]

- Na etapa de secagem, a entrada do fluxo de saída “Precipitado” da etapa anterior se torna o fluxo de entrada da etapa de Secagem. Para esta última etapa de reciclagem, a matéria prima final de interesse, o Índio, é incluída e definida como fluxo de referência, finalizando a sequência de processos de reciclagem do índio assim como as matérias primas do produto final.

Inputs 133										
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Reven...	Uncertainty	Avoided was...	Provider	Data quality ...	Location	Description
 Solução aquosa (Precipit...	001: Reciclagem ITO	4.20050	 kg		none			(1; 1; 2; 1; 1)		
 iron(III) sulfate, without w...	C:Manufacturing/20:Manufa...	Fe5	 kg		none		 market fo...	(2; 3; 2; 3; 3)		
 sodium hydroxide, without...	C:Manufacturing/20:Manufa...	0.15000	 kg		none		 chlor-alka...	(2; 3; 2; 3; 3)		
 sodium hydroxide, without...	C:Manufacturing/20:Manufa...	2.12000E-5	 kg		none		 chlor-alka...	(2; 3; 2; 3; 3)		
 wastewater, average	E:Water supply, sewerage, ...	0.30100	 m3		none	☐		(2; 3; 2; 3; 3)		
Outputs 133										
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Reven...	Uncertainty	Avoided pro...	Provider	Data quality ...	Location	Description
 iron(III) sulfate, without w...	C:Manufacturing/20:Manufa...	qtd_Fe5_resi...	 kg		none	☐		(3; 3; 2; 3; 3)		
 inert waste, for final dispo...	E:Water supply, sewerage, ...	0.10898	 kg		none		 market fo...	(2; 3; 2; 3; 3)		
 sulfidic tailings, from cop...	E:Water supply, sewerage, ...	0.01433	 kg		none		 market fo...	(3; 3; 2; 3; 3)		
 wastewater, average	E:Water supply, sewerage, ...	0.30476	 m3		none		 market fo...	(2; 3; 2; 3; 3)		
 Aluminum, fume or dust	./Emission to water/unspec...	0.02100	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Calcium	./Emission to water/fresh w...	0.01100	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Chromium, ion	./Emission to water/fossil...	0.00015	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Copper, ion	./Emission to water/river, lo...	0.00040	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 indium	./Resource/unspecified	5.00000E-5	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Iron	./Emission to water/fresh w...	Fe	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Magnesium	./Emission to water/fresh w...	0.00280	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Manganese	./Emission to soil/unspecifi...	2.00000E-5	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 nickel (II)	Emissions/Emissions to wat...	1.00000E-5	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Sodium sulfate	./Resource/unspecified	0.43400	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Strontium	./Emission to water/fresh w...	0.00320	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Tin	./Resource/unspecified	0.00057	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		
 Zinc, ion	./Emission to water/fresh w...	0.00022	 kg		none			(2; 3; 2; 3; 3)		

[illegible]