

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
FACULDADE DE ENGENHARIA DE BAURU  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

**ANA MARIELE DOMINGUES**

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE CENÁRIOS PARA RECICLAGEM DE  
BATERIAS DE ÍONS DE LÍTIO NO BRASIL**

BAURU

2022

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
FACULDADE DE ENGENHARIA DE BAURU  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

ANA MARIELE DOMINGUES

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE CENÁRIOS PARA RECICLAGEM DE  
BATERIAS DE ÍONS DE LÍTIO NO BRASIL**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Faculdade de Engenharia - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - UNESP, campus de Bauru, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

Área de concentração: Gestão de Sistemas Produtivos.

Linha de pesquisa: Sustentabilidade e Sistemas Produtivos.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Gabbay de Souza.

BAURU

2022

D671a	<p>Domingues, Ana Mariele</p> <p>Avaliação do Ciclo de Vida de cenários para reciclagem de baterias de íons de lítio no Brasil / Ana Mariele Domingues. -- Bauru, 2021 172 p. : il., tabs.</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Engenharia, Bauru Orientador: Ricardo Gabbay de Souza</p> <p>1. Engenharia de Produção. 2. Reciclagem. 3. Avaliação do Ciclo de Vida. 4. Avaliação de Impactos Ambientais. 5. Gestão de resíduos.</p> <p>I. Título.</p>
-------	---

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Engenharia, Bauru. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

**ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE ANA MARIELE DOMINGUES, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.**

Aos 01 dias do mês de julho do ano de 2022, às 09:15 horas, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de ANA MARIELE DOMINGUES, intitulada **AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE CENÁRIOS PARA RECICLAGEM DE BATERIAS DE ÍONS DE LÍTIO NO BRASIL**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. RICARDO GABBAY DE SOUZA (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciencia e Tecnologia Campus de Sao Jose dos Campos UNESP, Prof. Dr. ALDO ROBERTO OMETTO (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia de Produção / Escola de Engenharia - USP - São Carlos/SP, Prof. Dr. SANDRO DONNINI MANCINI (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciencia e Tecnologia Campus de Sorocaba Unesp. Após a exposição pela mestrande e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, a discente recebeu o conceito final: APROVADA \_ \_ \_ \_ \_ . 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

*Para Nino.  
Pelo amor e apoio incondicional em todos os  
momentos. Você faz do mundo um lugar  
melhor.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao bom Deus pela dádiva da vida e inspirações durante a execução deste trabalho e em todos os minutos da minha existência.

Ao meu orientador, Ricardo Gabbay de Souza, pelos valiosos ensinamentos, apoio, paciência e generosidade com seu tempo, dedicando incontáveis horas para esclarecer minhas dúvidas sobre a pesquisa.

Aos Professores da banca de qualificação e defesa, Aldo Roberto Ometto e Sandro Donnini Mancini, pela generosidade com seu tempo e conhecimento, fornecendo valiosas contribuições para a melhoria e evolução geral do trabalho.

Aos parceiros de pesquisa do CTI, Marisa Franzoni, Flavia Padoan e Jose Rocha de Andrade, pela disponibilidade e contribuições para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Professor Henrique Leonardo Maranduba pelos ensinamentos sobre o *software* de modelagem, ajuda nos procedimentos técnicos e generosidade com seu tempo e recursos.

A todos os meus colegas do Programa de Pós-Graduação, pelo carinho e acolhimento desde o primeiro dia como aluna especial em 2018, pelas trocas de conhecimento no desenvolvimento de trabalhos e artigos, inúmeros auxílios e palavras de ânimo nos momentos mais desafiadores.

A Milena Barros da Cunha pela parceria nos estudos teóricos, modelagem e desenvolvimento de trabalhos sobre ACV.

Ao meu companheiro de vida, Airton (Nino). Obrigado por tornar tudo mais fácil para mim, pelo suporte emocional e material, pelas palavras de ânimo, amor e encorajamento em todas as horas. Obrigada por renunciar a tantas coisas para que eu pudesse realizar mais esse sonho.

A minha família pelo apoio incondicional em todas as horas, pela compreensão nos momentos de ausência e por acreditarem em mim e em todos os meus sonhos.

Aos funcionários da Seção Técnica da Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia, especialmente ao Gustavo e a Alessandra, por toda a ajuda e paciência em sanar dúvidas sobre os procedimentos.

Aos Professores da Pós-Graduação pelos valiosos ensinamentos. Todos, com os quais tive a honra de ter aulas e conviver, contribuíram de alguma forma com este trabalho e me inspiraram a continuar no caminho da pesquisa e docência.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro durante a pesquisa.

## RESUMO

Previsões indicam que haverá um aumento exponencial na geração de resíduos de baterias de íons de lítio (LIBs) a partir de 2030, impulsionado pelo aumento da demanda para aplicações em eletrônicos de consumo, veículos elétricos e armazenamento de energia renovável. A reciclagem de materiais das LIBs gastas tem sido apontada uma das soluções para reduzir a pressão sobre os recursos naturais da demanda crescente por metais, para a produção do material ativo das baterias, e da disposição em aterros. No entanto, os impactos ambientais dos processos de reciclagem aplicáveis às LIBs ainda são pouco conhecidos e estudados. Os estudos disponíveis sobre impactos ambientais da reciclagem de LIBs estão focados em países desenvolvidos e priorizam a reciclagem de LIBs presentes em veículos elétricos. Entretanto, no fluxo de resíduos eletroeletrônicos (REEE) uma quantidade significativa de LIBs pode ser encontrada, pois cada aparelho portátil possui acoplado uma bateria recarregável. Apesar do alto volume de LIBs no fluxo de REEE, são escassos estudos que investiguem os impactos e benefícios da gestão e reciclagem de LIBs presentes neste fluxo. O objetivo deste trabalho foi avaliar os potenciais impactos ambientais de quatro cenários para a reciclagem de LIBs provenientes de *Smartphones* e *Notebooks*, no contexto brasileiro. A avaliação considera parâmetros como geração anual de resíduos, taxa de coleta e destino dos resíduos coletados. A avaliação foi conduzida por meio da Avaliação do Ciclo de Vida. O cenário avaliado com melhor desempenho prioriza a reciclagem no Brasil e a redução da quantidade de resíduos de LIBs enviados para aterros sanitários. O Cenário 4 apresenta o melhor desempenho, com o aumento da coleta pela Logística Reversa (LR) para 50% dos resíduos gerados e redução da taxa de aterro em 44,4%, 13 categorias de impacto ambiental apresentam benefícios líquidos. Os resultados indicam que benefícios ambientais mais significativos são alcançados quando a taxa de coleta pela LR é aumentada e a recuperação de materiais é feita pela opção de tecnologia menos impactante. A reciclagem das LIBs presentes nos fluxos de REEE tem potencial para gerar benefícios ambientais, sociais e econômicos para o Brasil, pois mitiga a poluição da extração de recursos naturais não renováveis e descarte inadequado, pode gerar empregos, renda e oportunidades de desenvolvimento econômico para o país.

**PALAVRAS-CHAVE:** RECICLAGEM; AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA; LCA; BATERIAS DE ÍONS DE LÍTIO; AVALIAÇÃO DE CENÁRIOS; GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS.

## ABSTRACT

Forecasts indicate that there will be an exponential increase in waste generation from lithium-ion batteries (LIBs) from 2030 onwards, driven by increased demand for applications in consumer electronics, electric vehicles, and renewable energy storage. Recycling materials from spent LIBs has been pointed out as one of the solutions to reduce the pressure on natural resources from the growing demand for metals, to produce active material from batteries, and disposal in landfills. However, the environmental impacts of recycling processes applicable to LIBs are still poorly known and studied. The available studies on the environmental impacts of recycling LIBs are focused on developed countries and prioritize the recycling of LIBs present in electric vehicles. However, in the waste electronics (WEEE) stream, a significant amount of LIBs can be found, as each portable device has a rechargeable battery attached. Despite the high volume of LIBs in the WEEE flow, there are few studies investigating the impacts and benefits of managing and recycling LIBs present in this flow. The objective of this work was to evaluate the potential environmental impacts of four scenarios for the recycling of LIBs from Smartphones and Notebooks, in the Brazilian context. The assessment considers parameters such as annual waste generation, collection rate and destination of collected waste. The assessment was conducted through the Life Cycle Assessment. The scenario evaluated with the best performance prioritizes recycling in Brazil and reducing the amount of waste from LIBs sent to sanitary landfills. Scenario 4 presents the best performance, with the increase in collection by Reverse Logistics (RL) to 50% of the waste generated and a reduction in the landfill rate by 44.4%, 13 environmental impact categories present net benefits. The results indicate that more significant environmental benefits are achieved when the RL collection rate is increased, and the recovery of materials is carried out by the less impacting technology option. The recycling of LIBs present in WEEE streams has the potential to generate environmental, social and economic benefits for Brazil, as it mitigates pollution from the extraction of non-renewable natural resources and inappropriate disposal, it can generate jobs and income and opportunities for economic development for the country.

**Keywords:** LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA); SCENARIOS ASSESSMENT; LITHIUM-ION BATTERIES (LIBS); RECYCLING; WASTE MANAGEMENT.

## SUMÁRIO

1 Introdução.....	12
1.1 Estrutura da dissertação.....	15
2 Objetivos.....	16
3 Visão geral do método de pesquisa.....	17
CAPÍTULO I.....	19
1 Introdução.....	20
2 Revisão teórica.....	24
2.1 LCA.....	24
2.1.1 Etapas metodológicas da LCA.....	25
2.2 Composição das LIBs e potenciais riscos.....	26
2.2.1 Potenciais impactos e riscos do gerenciamento inadequado de LIBs no fim de vida.....	28
2.2.1.2 Impactos sociais do ciclo de vida das LIBs.....	29
2.3 Processos para reciclagem de LIBs.....	30
3 Método de Pesquisa.....	33
3.1 Identificação e seleção dos estudos.....	33
3.2 Análise de conteúdo.....	35
4 Resultados e discussão.....	37
4.1 Distribuição das publicações por ano e país.....	38
4.2 Análise de conteúdo - requisitos metodológicos da LCA.....	41
4.2.1 Definição do objetivo e escopo.....	41
4.2.2 Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência.....	42
4.2.3 Definição dos limites do sistema.....	44
4.2.4 Cut-off.....	46
4.2.5 Definição do framework de modelagem LCI.....	47
4.2.6 Multifuncionalidade.....	47
4.2.7 Tipos de produtos e tipos de composição química das LIBs estudadas.....	48
4.2.8 Processos de reciclagem.....	50
4.2.9 Materiais alvos da reciclagem.....	54
4.3 Análise de inventário.....	54
4.4 Representatividade dos dados.....	55
4.4.1 Avaliação de qualidade dos dados.....	57
4.5 Avaliação de Impactos.....	58
4.5.1 Método de avaliação de impactos.....	60
4.6 Interpretação.....	60
4.6.1 Hotspots.....	61
4.6.2 Análise de incerteza e sensibilidade.....	61

5	Recomendações para futuros estudos de LCA em sistemas de reciclagem de LIBs.....	62
6	Conclusão .....	64
	CAPÍTULO II.....	66
1	Introdução.....	67
2	Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) .....	69
2.1	Fases da LCA .....	70
2.2	LCA de reciclagem de LIBs .....	71
3	Método.....	72
3.1	Modelagem de cenários para a reciclagem de LIBs no Brasil .....	73
3.2	Modelagem dos fluxos de resíduos de Smartphones, Notebooks e LIBs.....	76
3.2.1	Estimativa da geração de resíduos de Notebooks e Smartphones .....	76
3.2.2	Estimativa da geração de resíduos de células LIBs .....	78
3.3	Etapas da LCA.....	78
3.3.1	Definição do Objetivo e Escopo.....	78
3.3.1.1	Definição do contexto de decisão .....	79
3.3.2	Definição do escopo .....	79
3.3.3	Definição do Sistema de Produto e Fronteira do Sistema .....	81
3.3.4	Análise de Inventário.....	89
3.3.5	Avaliação de impactos.....	98
3.3.6	Interpretação .....	99
3.3.7	Premissas e limitações .....	99
4	Resultados e discussão .....	100
4.1	Análise de contribuição das tecnologias de reciclagem .....	101
4.2	Avaliação dos cenários com base em 1t de fluxo de referência .....	109
4.3	Avaliação com base no fluxo de referência de geração total em cada ano .....	111
4.4	Análise de sensibilidade .....	112
4.5	Análise de incerteza.....	114
4.6	Implicações da reciclagem de LIBs em um contexto de Economia Circular e geração de valor.....	115
5	Conclusões.....	117
	CONCLUSÃO.....	120
	REFERÊNCIAS .....	122
	APÊNDICES.....	136
	APÊNDICE A - Estimativa de geração de resíduos de Smartphones e Notebooks.....	137
	APÊNDICE B - Resultados da avaliação - processos unitários.....	141
	APÊNDICE C – Impactos da reciclagem no exterior e comparação com o processo brasileiro .....	146

APÊNDICE D – Balanço de massa e avaliação de impactos dos cenários modelados com fluxo de referência de 1t.....	150
APÊNDICE E – Balanço de massa e avaliação de impactos dos cenários modelados com fluxo de referência de geração anual de resíduos. ....	159
APÊNDICE F – Resultados análise de sensibilidade e incerteza.....	168
APÊNDICE G – Estequiometria.....	171

## 1 Introdução

A gestão inadequada de resíduos impõe uma carga significativa ao meio ambiente e à saúde humana (Wolf et al., 2022). A geração e o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos contribuí para as mudanças climáticas e compromete a qualidade ambiental (Gomez-Sanabria et al., 2022). Uma das classes de resíduos sólidos que têm causado grandes preocupações globais são os Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (REEE) e seus componentes (Rene et al., 2021; Souza et al., 2016; Beula & Sureshkumar, 2021). O aumento da demanda por Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (EEE) aliado a ciclos de vida mais curtos dos produtos, tem acarretado altas taxas de geração de REEE (Chen et al., 2021; Rautela et al., 2021). Somente em 2019, gerou-se 53,6 milhões de toneladas (Mt) de REEE globalmente (Forti et al., 2020). As previsões apontam que a geração deve continuar em expansão, aumentando em média 3% a 4% ao ano (Shittu et al., 2021; Cucchiella et al., 2015).

O gerenciamento inadequado dos REEE causa sérios danos ao meio ambiente e à saúde humana (Chen et al., 2021; Rautela et al., 2021). Os perigos são derivados da presença de substâncias perigosas na composição dos materiais, como metais pesados, cromo hexavalente, retardadores de chama bromados, poluentes orgânicos persistentes e baterias (Huang et al., 2015; Rene et al., 2021). O descarte em aterro ou a incineração não são considerados opções de tratamento adequados para os REEE e seus componentes, pois apresentam riscos potenciais de contaminação do ar e da água; os lixiviados do aterro podem transportar substâncias tóxicas para as águas subterrâneas; a incineração pode emitir gases tóxicos para a atmosfera (Kiddee, Naidu & Wong, 2013)

Em contrapartida, os REEE podem ser considerados fontes promissoras de matéria-prima secundária (Otoni et al., 2020; Xavier et al., 2021). Alguns componentes, como as Placas de Circuito Impresso (PCI) e as Baterias de íons de lítio (LIBs), fornecem a recuperação de altos conteúdos de metais preciosos e críticos<sup>1</sup> (Bookhagen et al., 2020; Sethurajan et al., 2019; Kumar et al., 2017). Muitos esforços têm sido direcionados para a recuperação de metais das PCI, pois um alto conteúdo de metais valiosos, como Ouro (Au), Prata (Ag), Paládio (Pd) e Cobre (Cu) podem ser recuperadas de PCI descartadas (Petter et al., 2014; Kaya, 2019).

A reciclagem de LIBs têm recebido cada vez mais atenção, pois possuem em sua composição metais críticos como Cobalto (Co) e Lítio (Li), e metais básicos como Cobre (Cu),

---

<sup>1</sup>Matérias-primas críticas: qualquer substância que esteja sujeita a riscos de fornecimento e para a qual não haja substitutos fáceis; a criticidade é conceituada como uma função da probabilidade e gravidade das interrupções no fornecimento de determinada matéria-prima (Santillán-Saldivar et al., 2021).

Alumínio (Al), Ferro (Fe) e Níquel (Ni) (Zheng et al., 2013; Buchert et al., 2012). As LIBs presentes em *Smartphones* e *Notebooks* são uma fonte promissora para a recuperação de Cobalto (Cucchiella et al., 2015). Somente em uma única bateria de *Notebook*, podem ser encontrados até 65g de Cobalto (Hagelüken & Corti, 2010). E, em baterias de *Smartphones*, até 6,3g de Cobalto (Buchert et al., 2012; He et al., 2020).

Entretanto, se as LIBs em fim de vida forem mal gerenciadas, sendo descartadas ou recicladas de forma inadequada, podem provocar graves efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente (Winslow et al., 2018; Mrozik et al., 2021; Wang et al., 2021). Os resíduos de LIBs são considerados perigosos, pois constituem-se de materiais potencialmente tóxicos, como os metais pesados e os polímeros e materiais orgânicos perigosos e inflamáveis do eletrólito (Kang et al., 2013; Zheng et al., 2018). Os eletrólitos contêm solventes orgânicos, sais de lítio e aditivos que, em contato com o meio ambiente, podem se decompor em substâncias perigosas, como arsênico e fósforo (Jin et al., 2022). Se as LIBs forem descartadas junto ao lixo comum, incêndios podem ocorrer nos veículos de coleta e nos aterros sanitários (Winslow et al., 2018). Se uma LIB for incinerada com resíduos sólidos gerais, produzirá gases tóxicos, como o fluoreto de hidrogênio, resultando em poluição atmosférica (Zhang et al., 2018). O descarte de LIBs em aterros podem contaminar o solo e águas subterrâneas, pois os metais pesados podem lixiviar (Raj et al., 2022). As reações químicas dos solventes orgânicos liberam formaldeídos e metanol, ambos com potencial para poluir as águas (Jin et al., 2022).

Portanto, o descarte ou tratamento inadequado das LIBs resulta em poluição do meio ambiente e na perda de recursos materiais valiosos (Meshram et al, 2020). A recuperação de matérias-primas das LIBs, através da reciclagem, é apontada como uma solução adequada para limitar a necessidade de extração de recursos naturais e mitigar a poluição do descarte inadequado (Ducoli et al., 2022). A prevenção de impactos no setor de mineração pode ser reduzida por abordagens de ciclo fechado e sustentável de Economia Circular, como a mineração urbana de REEE (XAVIER et al., 2021).

Além disso, a disponibilidade futura de metais é um tópico complexo que têm suscitado preocupações (Harper et al., 2019). A transição energética para fontes de baixo carbono depende fortemente de matérias-primas, como cobalto e lítio, que atualmente são obtidos principalmente da extração primária (Herrington, 2021). O aumento estimado na demanda por matérias-primas relacionadas a LIBs, para uso em veículos elétricos e armazenamento de energia renovável, terá um impacto significativo nas rotas de produção de matérias-primas primárias globais (European Union, 2020a). Estima-se que até 2050, a demanda por matérias-

primas como o Grafite, Cobalto e Lítio tenham um aumento de mais de 450% cada (Herrington, 2021). Nesse contexto, os estoques antropogênicos de materiais secundários são considerados meios-chave para garantir o fornecimento de recursos (Matos et al., 2022). A reciclagem de metais de fluxos de resíduos será cada vez mais importante para o atendimento da demanda futura e para o alcance das metas de desenvolvimento sustentável (UNEP, 2011; Graedel et al., 2011)

As LIBs presentes em REEE, como *Smartphones* e *Notebooks*, são uma fonte em potencial para a recuperação desses materiais secundários importantes. As baterias recarregáveis LIBs são a fonte de energia portátil mais utilizada em produtos eletrônicos de consumo (Buchert et al., 2012; Chang et al., 2009). Estima-se que 75% das LIBs fabricadas são usadas em eletrônicos de consumo (Sun et al., 2017). A grande penetração no mercado de *Notebooks* e *Smartphones*, com as vendas de dispositivos novos crescendo a taxas rápidas, revela a importância do gerenciamento adequado e recuperação de recursos destes dispositivos (He et al., 2020). Em 2021, aproximadamente 261 milhões de *Notebooks* foram vendidos em todo o mundo; espera-se que mais 259 milhões sejam vendidos em 2022 (STATISTA, 2022a). Em relação às vendas globais de *Smartphones*, em 2021, 1,38 bilhões de dispositivos foram vendidos globalmente, e, em 2022, espera-se um crescimento de 4%, chegando-se a 1,43 bilhões de novos dispositivos vendidos (STATISTA, 2022b). No cenário brasileiro, as vendas de *Notebooks* e *Smartphones* também representam um alto volume. Segundo a Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (ABINEE), em 2021 foram vendidos, aproximadamente 40 milhões de Smartphones e 5,0 milhões de Notebooks no mercado nacional (ABINEE, 2022).

Existe grande potencial de geração de resíduos LIBs nos fluxos de REEE e, consequentemente, a recuperação de metais pela reciclagem (Buchert et al., 2012; Chang et al., 2009). Contudo, para que a reciclagem das LIBs seja realmente benéfica torna-se essencial o desenvolvimento, implementação e avaliação de processos adequados (Nature Energy, 2019; Meshram et al., 2020). No entanto, para o contexto das LIBs ainda não está claro qual ou quais métodos de reciclagem são ambientalmente preferidos (Rey et al., 2021). As tecnologias para a reciclagem de LIBs em fim de vida ainda se encontram em estágios iniciais de implantação em escalas industriais (Rhee, Jang, Kim, 2021). E, embora a reciclagem possa levar a benefícios ambientais, o benefício real depende do impacto da produção da matéria-prima e do consumo direto de recursos para o processo de reciclagem (Stucki et al., 2021). Portanto, para desenvolver sistemas de reciclagem mais sustentáveis é obrigatória a aplicação de abordagem

de avaliações sistêmicas, que considerem todos os processos, etapas e recursos envolvidos nos processos (Agusdinata et al., 2018; Rocha & Penteado, 2021).

A técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) tem sido apontada como uma técnica de avaliação adequada para quantificar as implicações ambientais de sistemas de gerenciamento de resíduos, pois permite capturar os potenciais impactos ambientais associados ao sistema de gerenciamento em uma abordagem sistêmica, para evitar a transferência de cargas para outros compartimentos ambientais (Laurent et al., 2013a). A LCA é uma abordagem científica holística, amplamente utilizada para avaliar os impactos ambientais do ciclo de vida de produtos, processos e serviços (Santillán-Saldivar et al., 2021). No apoio às políticas de gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), a LCA pode servir para comparar os impactos ambientais de duas ou mais opções de processamento de resíduos (Laurent et al., 2013; Meylan et al., 2014). É considerada uma técnica ideal para investigar os impactos ambientais dos processos de reciclagem, pois fornece uma estrutura padronizada e sistemática para trazer à tona questões sobre os fluxos principais de poluição direta e indireta (Chordia et al., 2021).

### **1.1 Estrutura da dissertação**

Além desta seção introdutória, que contempla a contextualização sobre o tema e os objetivos da pesquisa, este trabalho é constituído por dois capítulos organizados como artigos científicos independentes, mas conectados por um tema central: avaliação de impactos ambientais em processos de reciclagem de resíduos de Baterias de íons de lítio (LIBs) utilizando a técnica de avaliação LCA.

O Capítulo I, intitulado “Revisão da Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) na reciclagem de Baterias de íons de lítio”, teve como objetivo revisar e analisar criticamente os estudos existentes sobre LCA aplicada à reciclagem de LIBs, buscando sumarizar o estado-da-arte para fornecer orientações para a melhoria desses sistemas de reciclagem e uma agenda de pesquisa para futuros estudos de LCA. Para tanto, utilizou-se do método de Revisão Sistemática da Literatura conjuntamente a análise de conteúdo para mapear a evolução das publicações, representatividade geográfica, características e origem dos resíduos LIBs, processos de reciclagem aplicáveis e as escolhas metodológicas na aplicação da técnica de LCA. Os principais resultados apontaram lacunas importantes de conhecimento, destacando-se a falta de estudos sobre o impacto ambiental da reciclagem de LIBs presentes em fluxos de REEE, a escassez de estudos em países em desenvolvimento, a ausência de dados completos sobre o

consumo de recursos e emissões dos processos de reciclagem e a cobertura limitada de categorias de avaliação de impactos ambientais.

O Capítulo II, intitulado “Avaliação do Ciclo de Vida de cenários para reciclagem de baterias de íons de lítio no Brasil”, teve como objetivo avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais de diferentes cenários para a reciclagem de LIBs no Brasil, aplicando a técnica de LCA, visando contribuir com o desenvolvimento de sistemas de reciclagem sustentáveis para a recuperação de materiais dos resíduos LIBs nos fluxos de resíduos REEE. O estudo fornece a estimativa de geração de resíduos LIBs no Brasil, oriundos de *Smartphones* e *Notebooks* descartados, para os próximos quatro anos e a avaliação dos potenciais impactos ambientais de quatro cenários para gerenciamento desses resíduos. Além disso, um processo de referência para a reciclagem de LIBs no Brasil foi mapeado e avaliado quanto aos potenciais impactos ambientais, o que permitiu a elaboração de um inventário do ciclo de vida para o processo, a identificação dos principais *hotspots* ambientais da reciclagem de LIBs no Brasil e a quantificação dos potenciais benefícios da recuperação dos materiais pela reciclagem.

Por fim, uma seção de conclusão geral sumariza as principais conclusões deste trabalho, limitações e oportunidades de pesquisas futuras.

## 2 Objetivos

O objetivo geral do presente trabalho é avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais de diferentes cenários de reciclagem para LIBs no Brasil, utilizando a técnica de LCA, visando contribuir com o desenvolvimento de padrões mais sustentáveis para a recuperação de materiais dos fluxos de resíduos para a destinação ambientalmente correta<sup>2</sup> destes resíduos perigosos.

---

<sup>2</sup> Adota-se a definição de Destinação e Disposição final Ambientalmente Correta de acordo com a Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010):

“VII - **destinação final ambientalmente adequada**: destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do SNVS e do Suasa, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.”

“VIII - **disposição final ambientalmente adequada**: distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.”

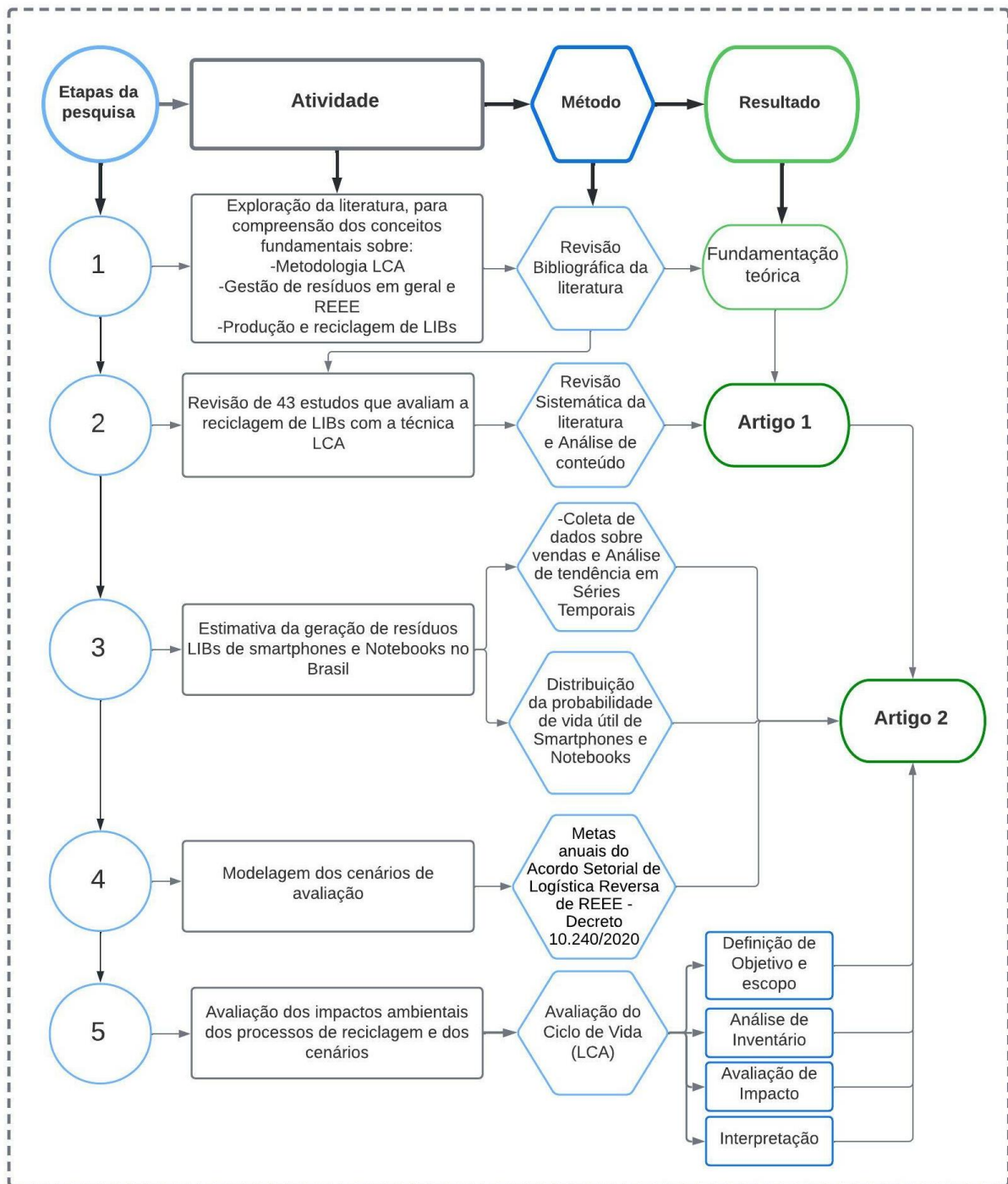
## 2.1 Objetivos específicos

- Mapear e revisar sistematicamente os estudos de LCA que avaliam a reciclagem de LIBs (Artigo 1).
- Identificar questões críticas de lacunas de dados e aplicação da metodologia LCA nos estudos revisados (Artigo 1);
- Mapear e analisar os processos de reciclagem de LIBs no Brasil e no mundo (Artigo 1);
- Elaborar um inventário de ciclo de vida para o processo de reciclagem investigado como referência para implementação no Brasil (Artigo 2);
- Avaliar os potenciais impactos ambientais da reciclagem de LIBs, considerando diferentes cenários alternativos, em que a logística reversa seja promovida e adotada progressivamente (Artigo 2);
- Identificar os principais *hotspots* da reciclagem de LIBs no Brasil (Artigo 2);
- Propor melhorias para a mitigação de impactos ambientais negativos (Artigo 2).

## 3 Visão geral do método de pesquisa

A condução do trabalho exigiu a aplicação de diferentes métodos, de acordo com as atividades propostas para cada etapa de desenvolvimento, coleta e análise de dados. A Figura 1 (Introdução) apresenta uma síntese do fluxo de trabalho da pesquisa, resumindo as etapas, atividades e procedimento metodológicos desenvolvidos. A pesquisa seguiu cinco etapas sequenciais e complementares. Os resultados principais da dissertação são os dois artigos (Capítulo I e Capítulo II). Os detalhes dos procedimentos metodológicos são encontrados na seção correspondente de cada um dos artigos desenvolvidos.

Figura 1. (Introdução) - Resumo gráfico das etapas e métodos aplicados na pesquisa.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

## CAPÍTULO I

### **Título: Revisão da Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) na reciclagem de Baterias de íons de lítio**

#### **Highlights**

- 43 estudos que avaliam a reciclagem de LIBs com a LCA foram revisados;
- A representatividade temporal dos dados raramente é discutida nos estudos;
- Abrangência limitada da cobertura de impactos da reciclagem de LIBs;
- A maioria dos estudos avaliam apenas a categoria de Potencial de Aquecimento Global;
- As avaliações dos impactos da coleta e transporte das LIBs são limitadas;
- O pré-tratamento está fora dos limites dos sistemas da maioria dos estudos;
- As implicações ambientais dos fluxos finais de resíduos é uma lacuna importante.

**Resumo:** Previsões indicam que haverá um aumento exponencial na geração de resíduos de baterias de íons de lítio (LIBs) a partir de 2030, impulsionado pelo aumento da demanda para aplicações em eletrônicos de consumo, veículos elétricos e armazenamento de energia renovável. A reciclagem de materiais das LIBs gastas tem sido apontada como uma das soluções para reduzir a pressão sobre os recursos naturais da demanda crescente por metais, para a produção do material ativo das baterias, e da disposição em aterros. No entanto, os impactos ambientais dos processos de reciclagem aplicáveis às LIBs ainda são pouco conhecidos e estudados. O objetivo deste estudo foi sintetizar o conhecimento até agora disponível sobre os impactos ambientais de tecnologias para a reciclagem de LIBs, por meio de uma revisão sistemática de literatura e análise de conteúdo em 43 estudos. Os resultados indicam que o interesse de pesquisa está concentrado na reciclagem de LIBs de veículos elétricos, com 67,44% (29 artigos) dos artigos investigando a reciclagem deste tipo de LIB. Os estudos disponíveis apresentam conclusões divergentes sobre os impactos ambientais de processos de reciclagem hidrometalúrgico, pirometalúrgico e reciclagem direta. As divergências são derivadas das diferentes suposições e escolhas metodológicas na aplicação da LCA, como diferentes limites do sistema, diferentes insumos, inclusão e exclusão de etapas e fluxos, suposições sobre produtos evitados, cobertura geográfica e tecnológica e métodos de avaliação de impacto. A cobertura dos impactos está sub-representada, os resultados atuais estão focados na categoria de aquecimento global, impossibilitando a afirmação de superioridade ambiental de

determinada tecnologia. Além disso, os estudos geralmente utilizam dados secundários da literatura ou de bases de dados, que podem não representar o contexto geográfico e estarem obsoletos quanto à cobertura tecnológica e temporal. Para que os processos de reciclagem de LIBs se tornem sustentáveis, recomenda-se que estudos adicionais sejam feitos, focando esforços para a coleta e desenvolvimento de dados primários, principalmente para as etapas de coleta, pré-tratamento e disposição final de resíduos finais. Além disso, uma quantidade maior de categorias de impacto deve ser incluída no escopo, para permitir uma avaliação completa das implicações ambientais da reciclagem de LIBs. A indústria de reciclagem de LIBs deve utilizar a LCA como ferramenta direcionadora para a identificação dos pontos críticos e melhorias. O alcance de padrões mais sustentáveis na gestão de resíduos de LIBs resulta em benefícios ambientais, sociais e econômicos.

**Palavras-chave:** LIFE CYCLE ASSESSMENT; LITHIUM-ION BATTERIES; LITHIUM BATTERY; BATTERIES; RECYCLING; CIRCULAR ECONOMY.

## 1 Introdução

A demanda global por baterias de íon de lítio (LIBs) deve aumentar rapidamente nos próximos anos (Bauer et al., 2022). Estima-se que a demanda por baterias cresça a uma taxa anual de 25% (Fahimi et al., 2022). Somente até 2030 espera-se um aumento de 14 vezes na demanda por LIBs (European Commission, 2020). Esse crescimento acelerado é impulsionado por políticas de transição energética de baixo carbono para a mitigação das mudanças climáticas (Zubi et al., 2018; Fan et al., 2020; McCalla & Jia, 2022; Matos et al., 2022). As LIBs têm papel central no armazenamento de energia renovável e eletrificação de veículos, opções promissoras para a redução das emissões globais de gases de efeito estufa (Engels et al., 2022; Koroma et al., 2022; Shao et al., 2022). Além disso, as LIBs são amplamente utilizadas em produtos tecnológicos portáteis, como *smartphones*, *tablets* e *notebooks* (Forti et al., 2020; Perdesen et al., 2022; Koyampambath et al., 2022). A maioria das LIBs produzidas globalmente são utilizadas em eletrônicos de consumo (Gu et al., 2017). Os dispositivos eletrônicos portáteis também apresentam tendências de aumento de demanda nos próximos anos (Forti et al., 2020).

O aumento da demanda traz preocupações sobre problemas ambientais decorrentes do aumento do consumo de recursos naturais para a produção e no gerenciamento desses resíduos perigosos no fim de vida útil (Or et al., 2020; Xu et al., 2020; Lybbert et al., 2021). A produção das LIBs envolve o suprimento de uma variedade de matérias-primas metálicas e produtos químicos (Zubi et al., 2018). O ciclo de vida das LIBs causa impactos ambientais por meio da

poluição da água, emissões para o ar e geração de resíduos sólidos perigosos (Meshram et al., 2020). Alguns dos materiais utilizados, como Lítio, Cobalto, Níquel, Manganês e Grafite são extraídos de fontes naturais não renováveis (Wentker et al., 2019; Thies et al., 2019; Meshram et al., 2020). A extração dos minérios para a produção desses metais resulta em impactos ambientais e sociais significativos devido a depleção de recursos minerais e poluição ambiental (Harper et al., 2019; Thies et al., 2019). Para produzir 1t de lítio a partir de minério é necessário a extração de 250t do minério espodumênio (Meshram et al., 2014). Para extrair 1 tonelada de Lítio de salmouras são necessárias 750t de salmouras e 2000 toneladas de água (Katwala, 2018). A produção dos materiais químicos e células é intensivo em energia (Richa et al., 2014; Ellingsen et al., 2017).

Além disso, alguns dos materiais utilizados na produção das LIBs, como o Cobalto, Lítio, Níquel são considerados matérias-primas com alto risco de criticidade, devido a disponibilidade limitada de reservas exploráveis e questões geopolíticas (Song et al., 2019; Koyamparambath et al., 2022). A difusão das tecnologias de energia verde resulta em depleção de recursos minerais metálicos (Baars et al., 2022). A substituição de recursos de petróleo e gás acelera o esgotamento dos recursos metálicos (Liu et al., 2022). A recuperação de metais das LIBs gastas é considerada uma área crítica de estudo (Choi et al., 2022).

O uso crescente de LIBs acarreta na geração de milhares de toneladas de resíduos de LIBs por ano (Larouche et al., 2020; Meshram et al., 2020). As previsões apontam que, até 2030, serão gerados 2 milhões de toneladas de baterias de veículos elétricos a cada ano, com esse número se multiplicando na década seguinte (WEF, 2021). Esse fluxo crescente traz desafios relacionados ao gerenciamento adequado desses resíduos (Liang et al., 2021). As LIBs são classificadas como resíduos perigosos, devido a toxicidade do conteúdo de metais pesados e eletrólito (Mejame et al, 2020; Shekhar et al., 2022). O descarte inadequado das LIBs pode causar efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente, devendo ser evitado ou reduzido ao máximo (Winslow et al., 2018; Mrozik et al., 2021; Wang et al., 2021). Além disso, o tratamento inadequado dessas LIBs resulta na perda de recursos materiais valiosos (Meshram et al, 2020).

O aumento da produção das LIBs tem potencial de pressionar a disponibilidade de recursos naturais e causar poluição ambiental em todas as etapas do ciclo de vida (Liang et al., 2021). A recuperação de matérias-primas das LIBs, através da reciclagem, é apontada como uma solução adequada para limitar a necessidade de extração de recursos naturais e mitigar a poluição do descarte inadequado (Ducoli et al., 2022; Fahimi et al., 2022, Zeng et al., 2022). A

reciclagem das LIBs evita o desperdício de recursos e reduz a poluição ambiental, pois as baterias em fim de vida são gerenciadas adequadamente para fornecer um suprimento secundário de materiais (Xu et al., 2020; Lei et al., 2022). A reciclagem pode reduzir o consumo de energia associado à produção dos materiais das baterias (Gaines et al., 2011). Espera-se que grande parte da demanda futura de metais para a produção das LIBs seja atendida pela reciclagem (Huang et al. 2022). A reciclagem ajuda na promoção de padrões de economia circular, auxiliando na redução do consumo de metais críticos virgens e o descarte de resíduos sólidos perigosos (Laurent et al., 2013b; Song et al., 2017; Mossali et al., 2020).

Entretanto, para que a reciclagem das LIBs entregue os benefícios elencados torna-se essencial o desenvolvimento, implementação e avaliação de processos adequados (Nature Energy, 2019; Meshram et al., 2020). Embora a reciclagem possa levar a benefícios ambientais, o benefício real depende do impacto da produção da matéria-prima e do consumo direto de recursos para o processo de reciclagem (Stucki et al., 2021). Para o contexto das LIBs ainda não está claro quais métodos de reciclagem são ambientalmente preferidos (Rey et al., 2021). As tecnologias para a reciclagem de LIBs em fim de vida ainda se encontra em estágios iniciais de implantação em escalas industriais (Rhee, Jang, Kim, 2021). A eficácia de processos de recuperação de materiais deve ser monitorada e avaliada frente aos ônus causados pelos processos envolvidos na cadeia reversa (Rocha & Penteado, 2021).

Para orientar os esforços de sustentabilidade ambiental e avaliar potenciais impactos ambientais, a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) é reconhecida como uma técnica adequada (Stewart et al., 2018; Sala et al., 2020). A LCA permite entender e avaliar se os benefícios ambientais reivindicados das soluções podem ser alcançados e em que medida (Rigamonti; Mancini, 2021). No apoio às políticas de gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), a LCA pode servir para comparar os impactos ambientais de duas ou mais opções de processamento de resíduos (Laurent et al., 2013; Meylan et al., 2014). A LCA é uma técnica considerada ideal para investigar os impactos ambientais dos processos de reciclagem, pois fornece uma estrutura padronizada e sistemática para trazer à tona questões sobre os fluxos principais de poluição secundária (Chordia et al., 2021).

A avaliação das implicações ambientais da reciclagem de LIBs deve considerar uma perspectiva de ciclo de vida, para avaliar de forma holística e integrada todas as atividades envolvidas e os potenciais impactos e benefícios ambientais da reciclagem (Bauer et al., 2022; Engels et al., 2022). A estrutura padronizada da LCA propicia uma análise quantitativa e detalhada das possibilidades para melhorar o desempenho ambiental dos processos de

reciclagem de LIBs (Shekhar et al., 2022). Entretanto, há poucos estudos de LCA que avaliam detalhadamente processos de reciclagem, o interesse principal tem sido na avaliação das etapas de produção (Pinegar; Smith, 2019). As informações disponíveis nos estudos de LCA sobre o fim de vida das LIBs, em especial a reciclagem, ainda possuem muitas incertezas, devido à falta de detalhamento na consecução dos estudos existentes (Arshad et al., 2022).

As revisões de literatura disponíveis sobre impactos ambientais do ciclo de vida das LIBs se preocuparam em resumir estudos de LCA conduzidos nas etapas de produção das LIBs, numa abordagem *Cradle-to-Gate*, sem incluir as etapas de fim de vida no escopo da revisão (ex. Peters & Weil, 2016; Peter et al., 2017; Crenna et al., 2021; Bouter & Guichet, 2022). Uma revisão crítica recente das LCA conduzidas no ciclo de vida das LIBs (Arshad et al., 2022) fornece uma perspectiva geral sobre as LCAs, mas seu foco principal também esteve nos processos de produção das LIBs. Nenhuma das revisões anteriores analisa com detalhe as LCAs conduzidas nas reciclagens de LIBs com foco específico nas escolhas metodológicas.

A reciclagem das LIBs possui papel importante na manutenção de políticas de mitigação das mudanças climáticas. É necessário que as implicações ambientais dos processos de reciclagem sejam investigadas e resumidas, para orientar a escolha da melhor alternativa, do ponto de vista da proteção ambiental. Não foi encontrado na literatura nenhum artigo de revisão amplo, focado na investigação e detalhamento de estudos de LCA conduzidos em processos de reciclagem de LIBs, resumindo as implicações ambientais de diferentes processos de reciclagem disponíveis e as diferentes escolhas metodológicas da LCA. Uma revisão das escolhas metodológicas é importante, pois a confiabilidade e consistência dos resultados de um estudo LCA são dependentes de uma aplicação adequada da metodologia (Laurent et al., 2013b).

Este artigo tem como objetivo revisar e analisar criticamente os estudos existentes sobre LCA aplicada à reciclagem de LIBs, buscando sumarizar o conhecimento atual e fornecer orientações para a melhoria desses sistemas de reciclagem e futuros estudos de LCA. Os objetivos específicos são:

- identificar os estudos existentes sobre LCA aplicada à reciclagem de LIBs;
- sintetizar o conhecimento atual sobre modelagem de LCA e os impactos ambientais da reciclagem de LIBs;
- examinar a conformidade dos estudos existentes às principais referências metodológicas de LCA;

- identificar pontos críticos e boas práticas sobre a modelagem de LCA e a reciclagem de LIBs

Sendo assim, este estudo contribui para aumentar o conhecimento sobre as implicações ambientais de processos de reciclagem de LIBs, identificando e resumindo todos os estudos originais que avaliam explicitamente a reciclagem de LIBs, as fontes de dados de inventário e as principais premissas, para fornecer uma visão geral dos principais parâmetros de cada estudo. Além disso, uma visão geral dos pontos críticos de modelagem é fornecida para orientar pesquisadores em futuras pesquisas de LCA e tomadores de decisão que visam implementar sistemas de reciclagem de LIBs.

## **2 Revisão teórica**

A revisão teórica apresenta conceitos e definições sobre a técnica de LCA e as quatro fases, a composição das LIBs, potenciais riscos do gerenciamento inadequado no fim da vida e processos de reciclagem aplicáveis.

### **2.1 LCA**

A LCA é uma técnica de avaliação quantitativa e abrangente para avaliar os potenciais impactos ambientais associados ao consumo de recursos e emissões para o meio ambiente de toda a cadeia de valor, desde a extração da matéria-prima até a disposição final, de produtos, processos e serviços (Finkbeiner et al., 2010; Sanye-Mengual & Sala, 2022). A LCA é uma abordagem científica, orientada ao ciclo de vida e apoiada no pensamento sistêmico, o que ajuda a capturar e evitar transferências de cargas ao longo do sistema de produto investigado (Schaubroeck et al., 2021). Devido ao seu caráter integrativo, a LCA tem sido apontada como uma boa ferramenta de apoio aos tomadores de decisão sobre sustentabilidade (Laurent et al., 2013).

O desenvolvimento de um estudo de LCA é sistemático e envolve etapas interativas, pois, devido à natureza das relações entre o sistema de produto e o meio ambiente, novas informações, limitações e premissas podem ser incluídas ao longo do desenvolvimento do estudo (EC-JCR, 2010). Esta abordagem interativa, dentro e entre as quatro fases, contribui para a amplitude e consistência do estudo e dos resultados encontrados (Heijungs; Huppés & Guiné, 2010). A principal vantagem da aplicação da metodologia da LCA reside no fato de ela responder questões sobre qual o impacto de um produto ou processo específico e qual o uso mais benéfico para o meio ambiente da matéria-prima recuperada (Hanssen; Huijbregts, 2019).

A LCA é uma técnica padronizada pelas normas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a; ISO, 2006b). A padronização provê orientações gerais e uma estrutura metodológica para a execução dos estudos LCA.

### **2.1.1 Etapas metodológicas da LCA**

A estrutura normatizada para a condução de estudos de LCA é composta por quatro etapas obrigatórias, sendo elas: i) Definição do objetivo e escopo; ii) Análise de Inventário do Ciclo de Vida; iii) Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida; iv) Interpretação (ABNT, 2009a). As etapas da LCA seguem uma sequência lógica e interativa.

A primeira etapa da LCA é a definição clara do objetivo e do escopo do estudo, onde todas as decisões sobre a condução do estudo são tomadas (EC-JRC, 2010). A definição do objetivo delimita o contexto de decisão, as razões para execução do estudo, as aplicações pretendidas dos resultados; limitações devido a escolhas metodológicas e o público-alvo do estudo (Bjorn et al., 2018a). A definição de escopo delimita o que analisar e como será analisado (EC-JRC, 2010). Na etapa de definição de escopo as diretrizes para operacionalização do estudo são definidas, estabelecendo-se os requisitos metodológicos e de qualidade (Bjorn et al., 2018b). O escopo definido orienta os praticantes como o estudo será realizado, direcionando a coleta de dados e a avaliação de impactos (EC-JRC,2010). Nesta etapa, são definidos o sistema de produto e a fronteira do sistema, a função, unidade funcional e fluxo de referência, procedimentos de alocação, limitações e pressupostos.

A função especifica qual a finalidade do sistema, isto é, para qual fim o produto ou serviço será avaliado (Finkbeiner et al., 2010). A unidade funcional quantifica, qualitativa e quantitativamente, a função, identificando um indicador de desempenho que reflita a função fornecida pelo sistema (EC-JRC, 2010). O fluxo de referência específica quanto de produto ou recursos são necessários para atender a função e a unidade funcional (Finnvenden et al., 2009). O sistema de produto refere-se a todas as etapas e processos necessários para cumprir a função do sistema (Curran et al., 2010). A fronteira do sistema delimita quais processos do ciclo de vida estão incluídos na avaliação (EC-JRC, 2010). A etapa de definição de objetivo e escopo inclui várias questões que podem influenciar a interpretação dos resultados, e por esse motivo deve ser bem delimitada (Sala et al., 2020).

Na etapa de análise de inventário todas as entradas e saídas dos processos são mapeadas e compiladas em função da unidade funcional. As entradas incluem recursos naturais, materiais e energia, enquanto as saídas são produtos, coprodutos, emissões de poluentes e resíduos sólidos

(Crenna et al., 2021). A etapa de análise de inventário fornece informações quantitativas sobre o consumo de recursos e emissões para cada processo unitário incluído na fronteira do sistema do estudo (Finnvenden et al., 2009).

A última etapa da metodologia é a interpretação do ciclo de vida. Nesta etapa, são identificados os hotspots, que são os estágios(s), processo(s) e fluxo(s) do ciclo de vida que contribuem para os resultados de impacto com uma grande contribuição para um ou várias categorias de impacto (Finnvenden et al., 2009). A identificação dos hotspots, portanto, consiste em rastrear as origens e causas dos maiores impactos do estudo (Laurent et al., 2020). A interpretação interliga todas as outras fases para fornecer conclusões e recomendações sobre o sistema estudado (Sala et al., 2020). Nesta fase requisitos de completeza, consistência e sensibilidade devem ser avaliados (Laurent et al., 2020).

## **2.2 Composição das LIBs e potenciais riscos**

Uma célula LIB é geralmente composta por seis componentes principais, sendo eles: ânodo, cátodo, eletrólito, separador, coletores de corrente e invólucro (Zhang et al., 2018; Makuza et al., 2021). Uma LIB completa pode incluir uma ou mais células, dependendo da capacidade eletroquímica requerida e aplicação final (Gaines et al., 2018). O ânodo é o eletrodo negativo, composto por um coletor de corrente de cobre revestido com uma mistura de grafite, ligante de fluoreto de polivinilideno e aditivos (Zhang et al., 2014). O cátodo é composto por um coletor de corrente de alumínio e uma mistura de ligantes, aditivos e material catódico ativo, que é composto por óxidos de intercalação de lítio (Zhang et al., 2014; Zheng et al., 2018). O material catódico ativo é o componente que diferencia os diferentes tipos de LIBs, pois pode ser composto por diferentes combinações de materiais, como óxido de cobalto de lítio (LCO= $\text{LiCoO}_2$ ), óxido de lítio-níquel-cobalto-manganês (NMC= $\text{LiNi}_x\text{Mn}_y\text{Co}_z\text{O}_2$ ), Fosfato de Ferro-lítio (LFP= $\text{LiFePO}_4$ ), óxido de lítio-níquel-cobalto-alumínio (NCA= $\text{LiNiCoAlO}_2$ ) e óxido de lítio-manganês (LMO =  $\text{LiMn}_2\text{O}_4$ ) (Winslow et al., 2018; Fan et al., 2020; Larouche et al., 2020). Portanto, o termo LIB abrange diferentes tipos de composição química para o cátodo (Harper et al., 2021). A composição química rica em Cobalto (LCO) era o material catódico mais utilizado para LIBs de dispositivos eletrônicos até poucos anos atrás (Wang et al., 2016). No entanto, a composição química ternária NMC, que possui menor conteúdo de Cobalto, vem substituindo a LCO gradualmente, tanto em aplicações para eletrônicos de consumo quanto para veículos elétricos (Zheng et al., 2018).

O eletrólito é usualmente feito de uma mistura de sais de Lí (ex. Hexafluorofosfato de lítio), solventes orgânicos (como carbonato de dimetil e carbonato de etileno) e aditivos (Fahimi et al., 2022). O separador polimérico é feito de Polipropileno ou Polietileno microporoso (Mossali et al., 2020). O invólucro protege a LIB do ambiente externo e pode ser feito de ligas de ferro/aço ou alumínio e componentes plásticos (Winslow et al., 2018; Crenna et al., 2021). A Tabela 1 apresenta a composição e concentração média de duas células LIBs, utilizadas em notebooks, com composição química do cátodo diferente.

Tabela 1-Composição material e concentração média de uma célula LIB (LCO e NMC) usadas em *Notebooks*

Material	Composição química de células LCO		Composição da química de células NMC	
	Massa (g)	Massa %	Massa (g)	Massa %
Al	2,40	5,21%	2,22	5,26%
Co	7,97	17,31%	4,08	9,67%
Cu	3,36	7,30%	3,29	7,80%
Li	0,94	2,04%	0,48	1,14%
Mn	0,00	0,00%	3,81	9,03%
Ni	0,56	1,22%	4,07	9,64%
Aço/Ferro	7,60	16,51%	7,31	17,32%
Grafite	10,64	23,12%	7,26	17,20%
Carbono (não grafite)	2,78	6,04%	2,55	6,04%
Eletrólito + Solvente	2,14	4,65%	2,56	6,07%
Aglutinantes	1,11	2,41%	1,02	2,42%
Plásticos	2,20	4,78%	1,33	3,15%
Outros	4,33	9,41%	2,22	5,26%

Fonte: Elaborada pela autora (2022) a partir de dados de Wang et al. (2016).

As composições se diferenciam pela quantidade de cada material precursor, enquanto o cátodo LCO possui uma concentração maior de Co e grafite, o cátodo NMC substitui uma parte do Co por Ni e Mn e reduz a concentração de grafite. Para evitar os riscos de criticidade, como risco de abastecimento e alta volatilidade de preços, as inovações tecnológicas buscam fazer com que as LIBs com alto teor de Co sejam substituídas por LIBs NMC com alto teor de níquel, como a NMC811 ( $\text{LiNi}_{0.8}\text{Mn}_{0.1}\text{Co}_{0.1}$ ) (Shao et al., 2022).

### 2.2.1 Potenciais impactos e riscos do gerenciamento inadequado de LIBs no fim de vida

Os resíduos de LIBs são considerados perigosos, pois constituem-se de materiais potencialmente tóxicos, como os metais pesados Lítio, Cobalto, Cobre e Níquel (Kang et al., 2013; Zhang et al., 2018; Randhawa & Chopra, 2022; Shekhar et al., 2022). Além dos metais pesados, polímeros e materiais orgânicos perigosos e inflamáveis do eletrólito, separador e aglutinante também são prejudiciais ao meio ambiente e à saúde humana (Zheng et al., 2018; Liang et al., 2021; Jin et al., 2022; Fahimi et al., 2022). Os eletrólitos contêm solventes orgânicos, sais de lítio e aditivos que, em contato com o meio ambiente, podem se decompor em substâncias perigosas, como arsênico e fósforo (Jin et al., 2022). Os sais de lítio como  $\text{LiPF}_6$  e  $\text{LiBF}_4$  são tóxicos e corrosivos para os olhos e a pele (Hua et al., 2020).

Se as LIBs forem descartadas junto ao lixo comum, incêndios podem ocorrer nos veículos de coleta e nos aterros sanitários (Winslow et al., 2018). As LIBs descartadas contêm uma carga residual que, em conjunto com os eletrólitos inflamáveis, tem potencial para desencadear, amplificar e prolongar incêndios em aterros (Mrozik et al., 2021; Shekhar et al., 2022). Se uma LIB for incinerada com resíduos sólidos gerais, produzirá gases tóxicos, como o fluoreto de hidrogênio, resultando em poluição atmosférica (Zhang et al., 2018). Além disso, quando descartadas em aterros, os metais pesados podem lixiviar para o solo e contaminar águas subterrâneas (Raj et al., 2022). As reações químicas dos solventes orgânicos liberam formaldeídos e metanol, ambos com potencial para poluir as águas (Jin et al., 2022). A não biodegradabilidade do aglutinante e outros plásticos também causa prejuízos ambientais (Richa et al., 2014).

A reciclagem é vista como uma alternativa para a mitigação da poluição, tanto da produção de metais primários quanto do descarte inadequado (Mrozik et al., 2021). Entretanto, durante os processos de reciclagem podem ocorrer poluição secundária, devido a emissões prejudiciais de metais e compostos orgânicos voláteis (Rhee et al., 2021). Os processos de pré-tratamento, como descarga, cominuição, peneiramento e classificação, exibem riscos potenciais, pois a abertura e britagem das células liberam compostos orgânicos voláteis,  $\text{CO}_2$  e material particulado para o ar (Li et al., 2016; Shekhar et al., 2022). A descarga da energia residual com soluções aquosas pode causar corrosão e liberação de metais pesados, enxofre e fósforo do material catódico e do eletrólito, gerando efluentes com alto grau de contaminação (Li et al., 2016). A liberação da carga residual das LIBs é necessária, pois pode causar aumento da temperatura e riscos de incêndios nos processos de desmontagem e cominuição (Choi & Rhee, 2020). A fuga térmica libera uma mistura de gases com componentes perigosos,

explosivos e cancerígenos (Nedjalkov et al., 2016). Os principais compostos orgânicos voláteis que podem ser emitidos são ésteres e benzenos, que tem potencial para causar sérios danos à saúde humana e ao meio ambiente (Li et al., 2016).

É importante garantir que as atividades de reciclagem de LIBs ocorram em instalações autorizadas, que identifiquem, avaliem e gerenciem adequadamente as emissões e resíduos, bem como os riscos de saúde e segurança ocupacional (Bauer et al., 2022). Critérios críticos de sustentabilidade para a gestão de fim de vida das LIBs inclui requisitos de alta eficiência na reciclagem, eficiência de recursos e segurança ocupacional (Bielwski et al., 2021).

### **2.2.1.2 Impactos sociais do ciclo de vida das LIBs**

Além dos riscos diretos de danos à saúde humana e ao meio ambiente, o ciclo de vida das LIBs também pode incorrer ou contribuir para o acentuamento de questões sociais, gerando impactos sociais adversos (Amnesty International, 2017). Riscos de pobreza, perigos, toxicidade ocupacional e trabalho infantil são considerados *hotspots* sociais no ciclo de vida das LIBs (Thies et al., 2019). Cerca de 70% do suprimento mundial de Cobalto vem de um único país, a República Democrática do Congo (RDC), onde a questão da poluição é agravada por preocupações com violações de direitos humanos (Nature Reviews Materials, 2021). Um terço do lítio vem de salinas na Argentina e no Chile, onde o material é extraído usando enormes quantidades de água em uma área árida (Nature, 2021).

A RDC é um país onde mais da metade da população vive abaixo da linha da pobreza (BBC, 2019). Por esse motivo, milhares de indivíduos, incluindo crianças, chamados de mineiros artesanais, se arriscam na mineração sem qualquer equipamento de segurança, em condições inseguras e tóxicas (Amnesty International, 2017). A RDC é reconhecida por apresentar altos níveis de trabalho infantil, incluindo as piores formas de trabalho infantil (Amnesty International, 2017; ILO, 2019). Crianças de até sete anos foram encontradas trabalhando em condições perigosas nas minas (Wakefield, 2016). A degradação ambiental e as exposições tóxicas constituem apenas parte das consequências adversas da mineração artesanal em RDC, a presença de centenas de garimpeiros foi acompanhada por elevada desestruturação social, alto consumo de álcool e drogas, prostituição e brigas (NKULU et al., 2018). Além disso, o país carece de mecanismos de proteção social adequados, não há rede de segurança social em vigor em áreas de mineração artesanal na RDC, o que piora a situação de vulnerabilidade (Rigamonti & Mancini, 2021).

Quanto ao Lítio, preocupações importantes estão relacionadas a propriedade da terra, royalties de recursos, repartição de benefícios locais da mineração industrial, direitos dos indígenas e uma crise hídrica potencialmente grave (Schuler et al., 2018). No Chile, a mineração de lítio é um negócio de uso intensivo de água, excluiu o setor agrícola e contribuiu para o aumento da contaminação do solo (Picarsic, 2020). Devido às grandes quantidades de água utilizadas para a extração de Lítio, as regiões que produzem o Lítio estão sujeitas a crises hídricas. Além disso, as atividades de mineração nos desertos da América do Sul prejudicam o turismo, pois a mineração faz grandes alterações no uso do solo (OCMAL, 2018). A mineração pode afetar a produção de alimentos, por contaminação ambiental da água e solo (Schuler et al., 2018).

### **2.3 Processos para reciclagem de LIBs**

A cadeia de reciclagem de resíduos LIBs envolve processos complexos de logística reversa, pré-tratamento e processamento metalúrgico (Werner et al., 2021). Os resíduos de LIBs são reciclados através de processamento térmico, químico ou físico (Sommerville et al., 2020; Meshram et al., 2020). As tecnologias para a reciclagem de LIBs são classificadas em três categorias principais: pirometalúrgica, hidrometalúrgica e reciclagem direta, também chamada de reciclagem funcional (Harper et al., 2019; Shekhar et al., 2022). Os métodos pirometalúrgico e hidrometalúrgico são os mais comumente aplicados (Winslow et al., 2018). Atualmente, a maioria das operações comerciais disponíveis utilizam uma combinação de processos pirometalúrgico e hidrometalúrgico para a recuperação de matéria-prima secundária dos resíduos LIBs (Pinegar & Smith, 2020). Como um avanço das técnicas hidrometalúrgica, novos desenvolvimentos apontam que a biohidrometalurgia também pode ser uma opção viável para a reciclagem de LIBs (Or et al., 2020).

O primeiro estágio da reciclagem das LIBs é a coleta e triagem dos resíduos LIBS (Werner et al., 2021). Em seguida, a etapa de pré-tratamento separa os materiais catódicos ativos de outros componentes da célula, como invólucros, coletores de corrente e separador (Or et al., 2020; Liang et al., 2021, Yu et al., 2021). O pré-tratamento pode abranger processos de descarregamento, desmontagem, cominuição, classificação e separação magnética (Huang et al., 2018; Raj et al., 2022). O pré-tratamento é uma etapa importante, pois separa de forma eficiente as substâncias ativas ricas no conteúdo de metais, reduzindo as impurezas e facilitando o processo de tratamento metalúrgico subsequente (Wang et al., 2016; Pagnanelli et al., 2017).

O processo de reciclagem pirometalúrgica dos resíduos LIBs é um processamento térmico de alta temperatura (Harper et al., 2019; Or et al., 2020). Os processos geralmente empregados são fundição, pirólise, incineração ou torrefação/calцинаção (Makuza et al., 2021). O aquecimento dos resíduos em fornos de alta temperatura reduz os óxidos metálicos em ligas metálicas que contém Cu, Co, Fe e Ni (Huang et al., 2018; Kim et al., 2021). Os plásticos, solventes orgânicos e grafite são degradados e fornecem calor durante a combustão (Zheng et al., 2018). Assim, os produtos do processo pirometalúrgico são uma fração de liga metálica, escória e gases (Harper et al., 2019). A liga metálica é posteriormente tratada e purificada em processo hidrometalúrgico para o refino e recuperação dos metais (Zheng et al., 2018). As vantagens do método pirometalúrgico reside no fato de ser um processo simples, em que uma grande quantidade de baterias gastas pode ser processada, sem a necessidade de processos de pré-tratamento (Makuza et al., 2021; Kim et al., 2021; Jin et al., 2022). Por outro lado, as principais desvantagens da reciclagem pirometalúrgicas são as baixas taxas de recuperação de materiais, a perda de metais como Lítio e Manganês para a escória, o tratamento de efluentes gasosos caro e, em muitos casos, a ausência deste, alto consumo de energia e necessidade de pós processamento para recuperação de metais puros (Huang et al., 2018; Harper et al., 2019; Jin et al., 2022). Se o objetivo for produzir materiais catódicos de grau de bateria, em um ciclo fechado, é necessário tratamento químico hidrometalúrgico adicional (Xu et al., 2020).

O tratamento hidrometalúrgico é um processamento químico dos resíduos que utiliza soluções aquosas, contendo reagentes químicos fortes, para lixiviar os metais do material catódico (Harper et al., 2019; Yun et al., 2018; Raj et al., 2022). Após a lixiviação, os metais são recuperados através de processos de purificação, precipitação e extração com solvente em baixas temperaturas (Kim et al., 2021; Jin et al., 2022). A hidrometalurgia recupera metais com alta eficiência e pureza (Choi & Rhee, 2020). No entanto, requer grandes quantidade de solventes químicos e água (Larouche et al., 2020). A possibilidade de contaminação cruzada e a geração de efluentes contaminados também são desvantagens desse processo (Harper et al., 2019). Alternativamente aos reagentes químicos inorgânicos, algumas pesquisas têm sugerido a substituição por ácidos orgânicos, o que reduz o potencial de poluição secundária e tratamento de águas residuais e gases (Or et al., 2020; Pinegar & Smith, 2020; Jin et al., 2022). Além disso, desenvolvimentos têm sido feitos no campo de biohidrometalurgia para a reciclagem das LIBs (Harper et al., 2021; Shekhar et al., 2022). Na biohidrometalurgia, os químicos inorgânicos são substituídos por micro-organismos que realizam o processo de solubilização dos metais. Entretanto, essa tecnologia encontra-se em estágio inicial de investigação, diversos parâmetros

ainda precisam ser definidos para que haja a implementação em escala industrial (Shekhar et al., 2022; Raj et al., 2022)

A reciclagem direta, ou funcional, ao contrário dos métodos anteriormente apresentados, realiza o condicionamento e recuperação dos materiais do eletrodo negativo e positivo para reutilização em LIBs, evitando a separação e dissolução dos múltiplos íons metálicos em sua forma elementar (Harper et al., 2019; Kim et al., 2021). É considerada uma tecnologia mais econômica e ambientalmente promissora para a reciclagem em circuito fechado, pois recupera o material catódico sem a necessidade de fundição ou lixiviação (Xu et al., 2020). A vantagem da reciclagem direta reside no fato de quase toda a bateria ser recuperada para reutilização posterior, encurtando o ciclo da reciclagem e o requerimento de materiais e energia (Larouche et al., 2020). Porém, ainda faltam mais desenvolvimentos na reciclagem direta do eletrodo negativo. A literatura atual focou seus esforços para o eletrodo positivo, devido ao alto valor de metais contidos na fração catódica (Xu et al., 2020). Ainda existem muitos desafios para a reciclagem direta efetiva, como a eliminação da contaminação por alumínio durante a separação do material do coletor de corrente, que causa baixo desempenho eletroquímico do material precursor recuperado (Harper et al., 2019). E os processos de reciclagem direta ainda são incapazes de lidar com um fluxo misto de baterias com diferentes composições de materiais catódicos (Rajaeifar et al., 2022).

Embora a reciclagem das LIBs em fim de vida contribua para o alcance de padrões de economia circular e desenvolvimento sustentável, diretrizes para a coleta, armazenamento, transporte e reciclagem adequados ainda estão em desenvolvimento (Richa et al., 2017). Não existe caminho simples para a reciclagem de LIBs, pois são produtos complexos e em constante evolução de design, e, dentre os métodos de reciclagem disponíveis, todos têm vantagens e desvantagens (Gaines et al., 2018). Como visto, os processos de reciclagem atualmente disponíveis têm potencial para consumir uma grande quantidade de recursos auxiliares, como insumos químicos, energia e água, e gerar emissões e resíduos sólidos perigosos, que podem contaminar o ar, água e solo (Larouche et al., 2020; Rhee et al., 2021; Shekhar et al., 2022). A investigação minuciosa, em uma abordagem de ciclo de vida, das cargas ambientais de cada processo unitário empregado nos diferentes métodos de reciclagem é importante para direcionar melhorias e auxiliar no desenvolvimento de processos aprimorados de reciclagem para LIBs (Gaines et al., 2018).

### 3 Método de Pesquisa

O método consiste em uma revisão sistemática da literatura. A estrutura da revisão utilizou recomendações anteriores para a condução de revisões sistemáticas, como o Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (PRISMA) (Moher et al., 2015) e STARR-LCA checklist itens, sendo a última uma estrutura de revisão desenvolvida especificamente para relatar revisões de estudos LCA (Zumsteg et al., 2012). Para a análise de conteúdo, utilizamos como referência geral as categorias de classificação de dados desenvolvidas por Laurent et al. (2013b) na revisão sistemática de LCAs em sistemas de gestão de resíduos.

#### 3.1 Identificação e seleção dos estudos

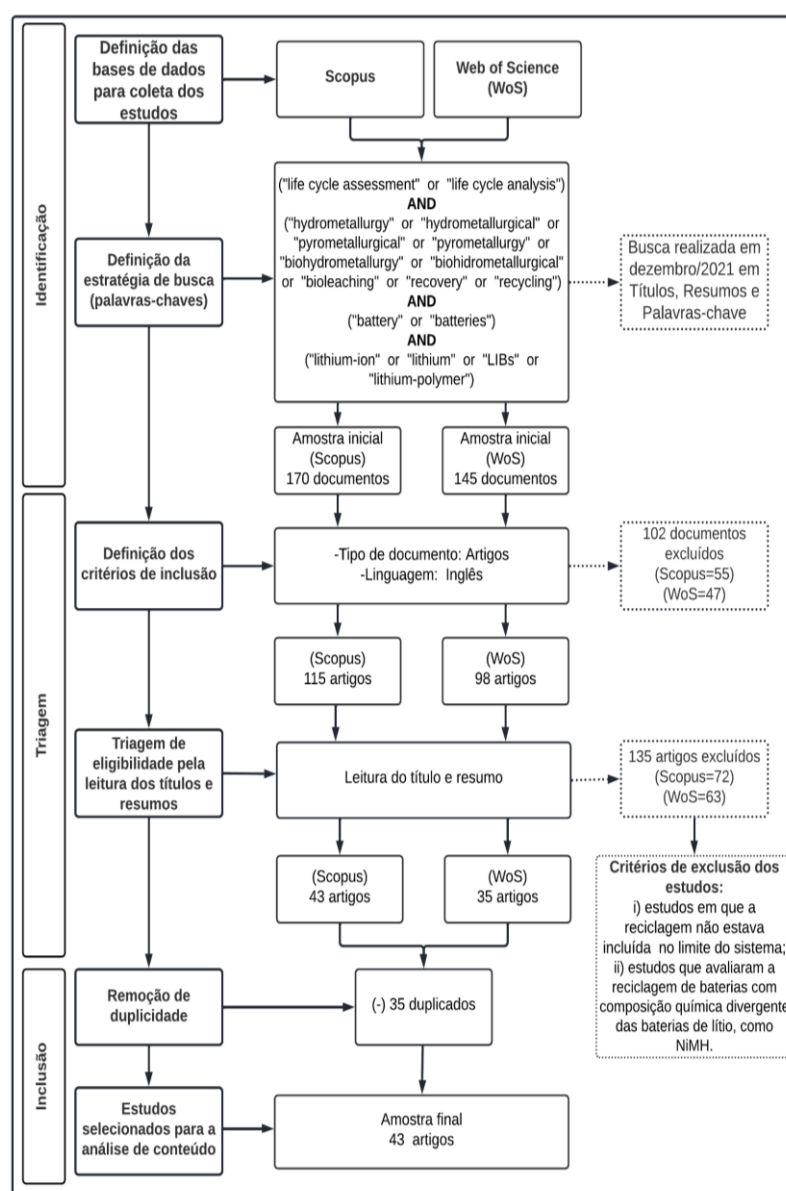
A identificação e coleta dos estudos foi realizada nas bases de dados Scopus e Web of Science (WoS), aplicando-se os seguintes termos de busca e operadores booleanos em títulos, resumos e palavras-chave: ("life cycle assessment" or "life cycle analysis" AND "hydrometallurgy" or "hydrometallurgical" or "pyrometallurgical" or "pyrometallurgy" or "biohydrometallurgy" or "biohidrometallurgical" or "bioleaching" or "recovery" or "recycling" AND "battery" or "batteries" AND "lithium-ion" or "lithium" or "LIBs" or "lithium-polymer").

Os termos escolhidos são derivados de exploração inicial da literatura científica sobre LIBs e processos de reciclagem aplicáveis a este tipo de resíduo (e.g. Xu et al., 2008; Goodenough & Park, 2013; Zhang et al., 2018; Winslow et al., 2018; Harper et al., 2019; Bruckner et al., 2020; Kim et al., 2021; Mossali et al., 2020; Mrozik et al., 2021). A exploração inicial permitiu identificar termos específicos sobre as tecnologias de tratamento aplicadas na reciclagem de LIBs gastas. Termos mais amplos, como “recycling” e “recovery” foram incluídos para evitar que possíveis estudos relevantes não fossem encontrados, por não apresentar no título, resumo ou palavras-chave o termo relacionado ao processo de tratamento específico.

A busca inicial resultou em 315 documentos (Scopus=170 e WoS=145), incluindo livros, capítulos de livros, artigos originais e de conferências. Em seguida, aplicou-se dois filtros de inclusão: i) somente documentos do tipo artigo, revisados por pares; ii) escritos em inglês. Como resultado desta etapa, 102 documentos foram eliminados (Scopus=55 e WoS=47) e 213 artigos foram selecionados para a próxima etapa de triagem. A triagem foi conduzida por meio da leitura dos títulos e resumos, com o objetivo de selecionar apenas os artigos em que a

LCA foi aplicada em processos de reciclagem de LIBs. Nesta etapa, artigos foram eliminados a partir dos seguintes critérios: i) estudos em que a reciclagem não estava incluída no limite do sistema (ex. Lombardi et al., 2017; Xiong et al., 2019; Thomas et al., 2020; Lima et al., 2021); ii) estudos que avaliaram a reciclagem de baterias com composição química divergente das baterias de lítio, como NiMH (ex. Silvestri et al., 2020) ou Alcalinas de Zinco (ex. Tran et al., 2018). Como resultado desta etapa, 135 artigos foram eliminados (Scopus=72 e WoS=63) e 78 artigos foram considerados adequados (Scopus=43 e WoS=35). Por fim, eliminou-se as duplicidades (35 artigos) e 43 artigos foram selecionados como amostra final da pesquisa para análise minuciosa do conteúdo. A Figura 1 apresenta o protocolo da pesquisa e o fluxo da revisão conduzida.

Figura 1 - Protocolo da pesquisa.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

### 3.2 Análise de conteúdo

Após a coleta e triagem dos estudos, um quadro de classificação de dados foi estruturado para a análise de conteúdo. Os dados foram organizados a partir de uma adaptação do protocolo de coleta de dados feito por Laurent et al. (2013b) na revisão de LCAs de sistemas de gestão de resíduos. Algumas categorias de dados foram adaptadas ao contexto das LIBs. Uma planilha *excel* foi construída e organizada para extrair dados gerais e dados sobre questões metodológicas de cada uma das quatro fases da LCA. O Quadro 1 apresenta a síntese dos dados coletados.

Quadro 1-Protocolo de extração de dados para análise de conteúdo.

Características gerais		Dados extraídos
Evolução temporal das publicações		Ano
Representatividade geográfica dos estudos		País
Fases da LCA		Dados extraídos
1. Definição do Objetivo e Escopo	Objetivo do estudo	1. Aplicação pretendida dos resultados
		2. Limitações devido a premissas assumidas e cobertura de impactos
		3. Razões para conduzir o estudo
		4. Público-alvo
		5. Declaração se o estudo é comparativo para comunicações ao público
		6. Comissários e outros interessados no estudo
	-Contexto de decisão (EC-JRC, 2010)	Declaração do contexto de decisão (A, B, C)
Escopo	Tipo de bateria LIBs	Química da célula (ex. LCO, NMC, LFP)
	Tipo de tecnologia	Pirometalúrgico
		Hidrometalúrgico
		Biohidrometalúrgico

			Reciclagem direta
		Limite do sistema	Etapas do ciclo de vida incluídas e excluídas no estudo
		Função	Declaração da função do sistema
		Unidade Funcional (UF) declarada	Sim – Não
		Tipo de UF (Laurent et al., 2013a)	Base em medida unitária
			Base na geração de um local em um período
			Base na entrada de uma instalação
			Base na saída de material/energia recuperado
		Fluxo de Referência (FR) declarado	Quantidade do FR para a UF
		Estrutura de Modelagem do Inventário	Atribucional
			Consequencial
		Abordagem para solucionar Multifuncionalidade	Alocação
			Substituição
			Expansão
Cobertura de Impactos	Categorias de impacto avaliadas		
2. Análise de Inventário	Processos unitários	Dados detalhados de processos unitários	Entradas
			Saídas
	Dados	Origem dos dados	Primários
			Secundários
	Dados	Representatividade	Temporal
			Tecnológica

			Geográfica
	Software de modelagem	Ferramenta computacional de apoio a modelagem	Ex: SimaPro, Gabi
	Dados	Qualidade dos dados	Método de avaliação da qualidade dos dados (Ex. Matriz Pedigree)
3. Avaliação de Impactos	Cobertura de impactos	Quais categorias de impacto são avaliadas	Ex. Mudanças Climáticas, Uso da Água
	Método	Qual método de avaliação de impacto ou modelo de caracterização utilizado no estudo	Ex. Recipe, ILCD, CML
	Agregação de resultados	Uso de normalização/ Ponderação	Sim - Não
	Método	Incertezas do método	Avaliação de incerteza quanto à adequação do método escolhido
4. Interpretação	Análise de contribuição	<i>Hotspots</i>	Processos/ Materias que mais contribuem para os impactos totais
	Verificação de Sensibilidade dos resultados	Análise de Sensibilidade/Incerteza	Métodos utilizados e dados avaliados

Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

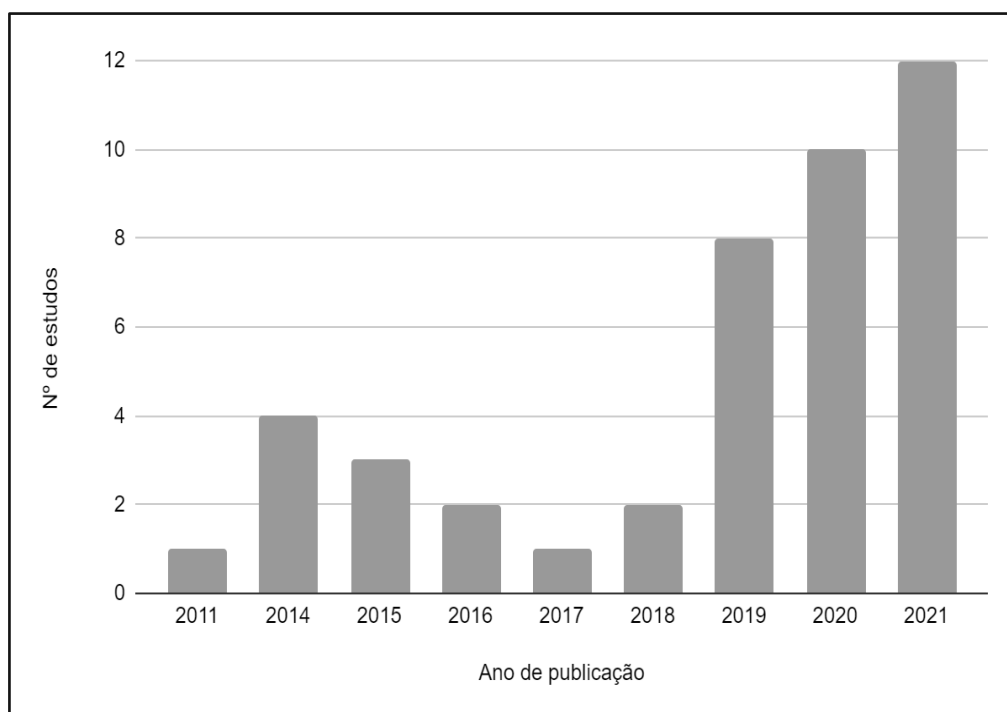
#### 4 Resultados e discussão

Os resultados são apresentados e discutidos de acordo com o protocolo de coleta de dados e obedecendo a sequência das quatro fases metodológicas da LCA. Primeiramente, são apresentados resultados sobre a distribuição de publicações por ano e país, para fornecer um quadro geral da tendência temporal e localização geográfica das publicações. Em seguida, as características dos estudos quanto à adequação metodológica em cada fase da LCA são resumidas e apresentadas de forma agregada.

#### 4.1 Distribuição das publicações por ano e país

A amostra de artigos selecionados cobre o período de 2011 a 2021 (Figura 2). A maioria dos estudos 69,76% (30 artigos) foram conduzidos nos últimos três anos, denotando que a avaliação dos impactos relacionados à reciclagem das LIBs é uma questão emergente, com tendência de crescimento. Este crescente interesse nos impactos da reciclagem é explicado pelo fato das LIBs estarem no centro das estratégias de descarbonização da mobilidade e armazenamento de energia de fontes renováveis, mas, ao mesmo tempo, consumirem muitos recursos minerais finitos para sua produção (Swart et al., 2014; Rey et al., 2021). Com as estratégias globais atuais, a demanda por LIBs aumentará em até 14 vezes até 2030, o que poderá gerar graves consequências ambientais relacionadas ao consumo de materiais metálicos (European Commission, 2020). A reciclagem em circuito fechado das LIBs é uma das estratégias para reduzir o estresse sobre os recursos naturais (Gaines, 2018; Yu et al., 2021; Zhang et al., 2021).

Figura 2-Distribuição temporal das publicações revisadas.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

A análise das publicações por país (Figura 3) revela que os EUA e a China dominam as publicações sobre LCA de processos de reciclagem de LIBs, com 12 e 10 publicações, respectivamente. Este resultado pode ser explicado pelo fato de a eletrificação de veículos estar mais avançada nestes países, o que gera preocupações sobre a gestão do fim de vida da LIBs

com mais ênfase. A China, é o maior produtor e consumidor de LIBs do mundo (Gu et al., 2017; Liu et al., 2022). Os EUA é o terceiro maior consumidor de baterias LIBs no mundo (Statista, 2022c).

Os resultados mostram que a pesquisa sobre reciclagem de LIBs está focada em países desenvolvidos, 67,44% (29 artigos) são executados em países desenvolvidos, e apenas 32,55% (14 artigos) são realizados em contextos de países em desenvolvimento, sendo que destes, 10 são realizados pela China. Os resultados apontam uma grande lacuna de pesquisas em países em desenvolvimento. Muitos destes países, como Brasil e Índia, têm grande potencial de aplicação de LIBs no futuro, e conseqüentemente terão que lidar com grandes fluxos de resíduos de LIBs (Castro et al., 2021). A falta de pesquisas sobre os impactos ambientais da reciclagem nestes locais é uma questão importante, principalmente porque o potencial de poluição dos fluxos de resíduos de LIBs é alto, podendo gerar graves conseqüências ambientais e à saúde humana (Kang et al., 2013). Além disso, estudos conduzidos em países desenvolvidos não podem ser utilizados como modelos para o desenvolvimento de políticas públicas em países em desenvolvimento, pois condições operacionais, infraestrutura, questões relacionadas a matriz energética e mitigação da poluição secundária diferem muito entre os países (Harper et al., 2019).

Figura 3-Distribuição geográfica das publicações revisadas.



Fonte: Elaborada pela autora em “Mapchart tool”, 2022.

## **4.2 Análise de conteúdo - requisitos metodológicos da LCA**

Os resultados da análise de conteúdo são apresentados conforme a ordem sequencial das fases da LCA, indicando o que foi encontrado nos estudos e propondo formas de superar eventuais desafios metodológicos.

### **4.2.1 Definição do objetivo e escopo**

A declaração do objetivo e escopo define o que será analisado e como será analisado (ABNT, 2009a). Nesta etapa da metodologia todas as decisões sobre a abrangência e amplitude do estudo são definidas. O objetivo do estudo define claramente a finalidade e os usuários dos resultados do estudo de LCA, em consonância com o contexto de decisão (Laurent et al., 2013a). As diretrizes do Manual de Referência ILCD (EC-JRC, 2010) apontam seis questões principais que devem ser incorporadas na definição do objetivo, sendo elas: i) as aplicações pretendidas; ii) limitações de usabilidade dos resultados; iii) razões para condução do estudo; iv) público-alvo; v) divulgação potencial ao público de comparações; vi) os responsáveis e interessados do estudo (EC-JRC, 2010).

Nos estudos analisados sobre LCA de reciclagem de LIBs as seis questões não são respondidas na definição do objetivo. Nenhum estudo fornece explicações sobre as seis questões. A definição da aplicação pretendida, o público-alvo e limitações devido ao método e cobertura de impactos raramente são declarados. Geralmente, apenas um dos seis requisitos obrigatórios do manual ILCD está presente nos objetivos dos estudos. A falta de delimitação sobre a aplicação pretendida dos resultados, a identificação do público-alvo e limitações compromete a confiabilidade dos estudos (Sala et al., 2020).

Quanto à situação contexto do manual ILCD, estas são definidas como Situação A, B ou C. A situação A suporta decisões em nível micro (sem consequências em larga escala em outros sistemas), a situação B apoia decisões em nível meso e macro (consequências em larga escala em outros sistemas) e a situação C apenas faz uma contabilidade sem intenção de apoiar decisões (EC-JRC, 2010). A principal diferença entre as situações contexto reside nas implicações das decisões pretendidas e da existência de consequências em larga escala em outros sistemas ou sistemas de segundo plano (Laurent et al., 2013b).

Apenas um estudo menciona explicitamente o contexto para justificar a escolha da modelagem atribucional (Rajaeifar et al., 2021). Além disso, um outro estudo menciona o contexto de decisão para justificar a escolha da modelagem consequencial, no entanto, sem

mencionar o manual de referência (Vandepaer et al., 2019). A definição do contexto de decisão é uma etapa importante da definição de objetivo e escopo, pois determina o tipo de abordagem para a modelagem de inventário, atribucional ou consequencial, que deve ser aplicada, bem como as soluções para resolver a multifuncionalidade (EC-JRC, 2010).

Os resultados indicam que as LCAs conduzidas na reciclagem das LIBs estão sendo realizadas em um espectro mais limitado, não existindo uma análise aprofundada das questões para definição do objetivo, situação contexto e de onde os resultados podem ser aplicados, o que limita análises posteriores. A escolha da abordagem de modelagem do inventário deveria ser escolhida de acordo com a análise do contexto, não arbitrariamente. Portanto, os próximos estudos sobre reciclagem de LIBs devem identificar claramente as seis questões da definição de objetivo e o contexto de decisão. Para isso, recomenda-se que os praticantes utilizem, para ambas as definições, as orientações fornecidas no manual de boas práticas do ILCD (EC-JRC, 2010).

#### **4.2.2 Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência**

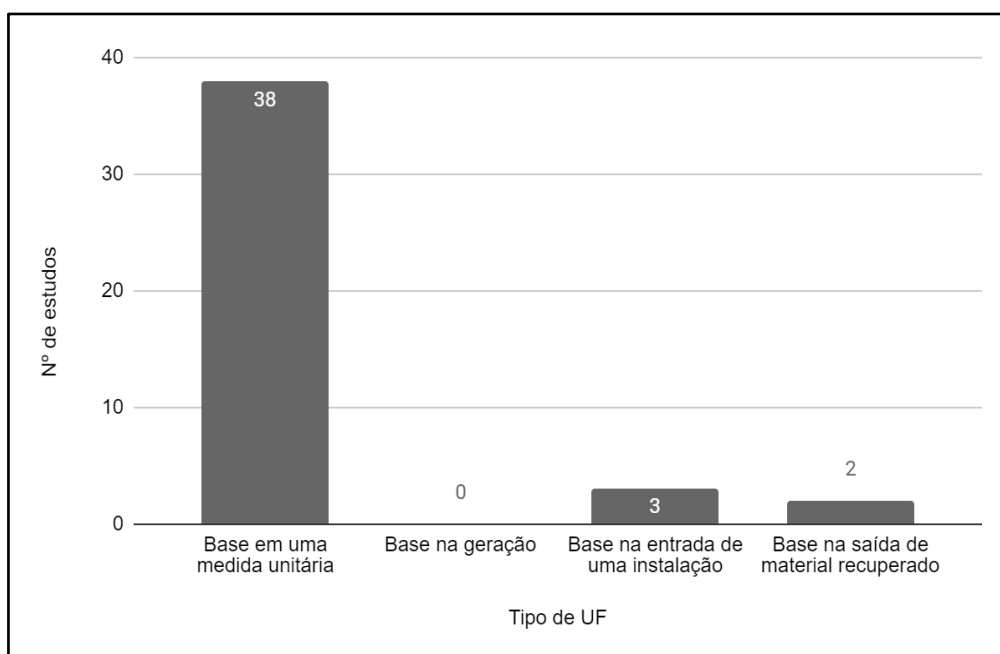
Na revisão dos estudos foram identificadas duas funções avaliadas nos sistemas de reciclagem de LIBs: i) o tratamento dos resíduos LIBs; ii) a geração de matérias primas que são substitutas de material primário. Embora as duas funções estejam presentes nos estudos de forma implícita, a definição da função do sistema não é discutida de forma adequada nos estudos revisados. A definição adequada de qual função é avaliada direciona a definição da Unidade Funcional (UF) e Fluxo de Referência (FR) do estudo (Finnvenden et al., 2009; Bjorn et al., 2018). Sugere-se que estudos futuros definam de forma clara quais as funções do sistema estão sendo avaliadas, por exemplo, delimitando se a função de tratamento de resíduos ou recuperação de materiais reciclados, ou ambas estão sendo avaliadas.

A UF é um parâmetro importante, que guia todas as decisões de coleta e interpretação dos resultados, fornecendo uma descrição quantitativa e qualitativa da função avaliada do sistema (Finnvenden et al., 2009). A UF de sistemas de gerenciamento de resíduos podem ser classificadas em quatro classes (Laurent et al., 2013): i) UF com base unitária, definida por uma medida unitária, como a gestão de 1 kg ou 1 t de resíduos no sistema; ii) UF baseada em geração, definida pela quantidade de resíduos gerados em uma região e em um período de tempo delimitado; iii) UF com base na entrada, definida pelas quantidades totais de resíduos que entram em uma determinada instalação; iv) UF baseada na saída, definida pela quantidade de

materiais ou energia recuperados. A Figura 4 apresenta a distribuição dos tipos de UF encontradas nos estudos revisados de reciclagem de LIBs.

A UF mais comumente escolhida é a com base na entrada unitária, com 38 estudos (88,37%) sendo conduzidos com este tipo de UF, por exemplo, o tratamento de 1 kg, 1 t de LIBs, o tratamento de 1 kg de pó catódico ou o tratamento de uma bateria LIB gasta (Sadhukhan; Christensen, 2021; Manjong et al., 2021; Rinne et al., 2021; Xu et al., 2021). O segundo tipo de UF mais utilizada foi com base na entrada (3 estudos), nestes estudos são avaliados os impactos da capacidade de processamento de uma planta de reciclagem, por exemplo, “10.000 toneladas de capacidade de processamento anual de baterias LMO gastas” (Gao et al., 2020), “capacidade anual de processamento da planta de 10.000 toneladas de resíduos LIBs” (Xu et al., 2020). Dois estudos avaliaram a reciclagem com a UF com base na saída, por exemplo, “recuperação de 1 kg de Lítio de resíduos LIBs” (Hung et al., 2014), “1 kg de grafite regenerado” (Rey et al., 2021). Nenhum estudo foi conduzido com base na UF de geração total de resíduos LIBs de uma região em um determinado período.

Figura 4-Tipos de Unidade Funcional identificadas nos estudos revisados.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Outra característica que emerge dos estudos, devido à escolha do tipo de UF unitária, é o fato de os fluxos de referência serem idênticos à UF, pois a quantidade descrita como unidade funcional já é o fluxo físico do sistema (Bjorn et al., 2018). Isso pode indicar que os

profissionais têm a intenção de fornecer um fluxo de referência redondo ou que não diferenciam o significado da UF e do fluxo de referência (Laurent et al., 2013b). Portanto, faltam descrições mais completas da UF, que é um efeito direto do pouco detalhamento da função entregue, por exemplo, descrever se a função avaliada é o tratamento de resíduos ou a recuperação de materiais, ou ambos, auxilia na melhor definição do desempenho esperado do sistema (UF) e da quantidade de fluxos físicos necessários para entregar esse desempenho (FR). Recomenda-se que estudos incluam na definição da UF descrições detalhadas do que, quanto, por quanto tempo e onde está sendo avaliado (Bjorn et al., 2018).

Em função das diferentes composições químicas das LIBs atualmente disponíveis no mercado, com diferentes aplicações (ex. eletrônicos, veículos elétricos, bicicletas elétricas) e que podem ser recicladas com diferentes métodos, recomenda-se que a UF de sistemas de reciclagem de LIBs descreva as características do sistema, como a composição da LIB tratada, produto de origem, tipo de tratamento utilizado para a reciclagem e localização geográfica.

Uma característica observada nas UF de estudos em que a produção das baterias está incluída no limite do sistema (*Cradle-to-Grave*), é a utilização de uma unidade funcional que reflete a quantidade de energia que a bateria entrega no seu ciclo de vida (kWh/kg) ou a vida útil total, por meio da distância máxima percorrida (km) que uma LIBs percorre em veículos elétricos. Porém, para a análise da etapa de fim de vida a UF é convertida para uma base unitária.

#### **4.2.3 Definição dos limites do sistema**

O limite do sistema define quais processos no ciclo de vida estão incluídos no escopo da avaliação (EC-JRC, 2010). Os limites do sistema dos estudos revisados abrangem escopos *Cradle-to-Grave*, *Cradle-to-Gate*, *Gate-to-Gate*, *Grave-to-Gate* (Hung et al., 2014; Rey et al., 2021, Rinne et al., 2021; Kurz et al., 2021; Lin et al., 2021; Xu et al., 2021). A cadeia de reciclagem das LIBs envolve diversos processos, sendo eles: descarte, coleta, transporte, pré-tratamento, tratamento, recuperação de materiais e disposição final. No entanto, a literatura atual avalia apenas uma parte desses processos. Enquanto há uma boa cobertura das etapas de tratamento, com dados disponíveis sobre os tratamentos e recuperação dos materiais, outras etapas, como coleta, transporte, pré-tratamento e disposição de fluxos finais de resíduos não possuem uma boa cobertura de avaliação.

Os processos de coleta e transporte não estão incluídos nos limites do sistema de 90% dos estudos. Apenas quatro estudos mencionam a inclusão de transporte para a coleta das LIBs em fim de vida (Hendrickson et al., 2015; Ciez & Withacre, 2019; Wang & Yu, 2021; Liu et

al., 2021). Entretanto, dois destes estudos apenas apresentam uma quilometragem média estimada para a coleta e transporte, 100 km (Wang & Yu, 2021) e 650 km (Liu et al., 2021), mas não fornecem os resultados de impacto relativos ao transporte. A falta de discussão dos resultados dos impactos do transporte é justificada devido a pequena contribuição para o impacto total em todas as categorias, mas os valores desses impactos não estão disponíveis (Liu et al., 2021) ou são agregados aos resultados totais de todo o transporte envolvido no ciclo de vida das LIBs, quando o limite do sistema *Cradle-to-Grave* é avaliado, não havendo a distinção dos impactos somente do transporte do fim de vida (Wang & Yu, 2021). Por outro lado, assumindo uma distância média de 2.500 milhas para a coleta de LIBs de veículos elétricos, estimou-se que 0,33 kg de CO<sub>2</sub> equivalente por kg de bateria são emitidos para o transporte utilizado na coleta, o que representaria, aproximadamente 3,5% das emissões totais de CO<sub>2</sub> equivalente ao usar um processo pirometalúrgico, e 4% quando se utiliza um processo hidrometalúrgico ou reciclagem direta (Ciez & Withacre, 2019). Uma análise abrangente de uma rede logística reversa de coleta de LIBs de veículos elétricos para a Califórnia (EUA) avaliou os impactos da coleta e transporte envolvidos na reciclagem dessas LIBs, os resultados concluíram que a recolha e transporte de baterias contribui significativamente para os encargos ambientais, destacando-se os impactos de poluentes emitidos para o ar, como material particulado, compostos orgânicos voláteis, SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>.

Alguns estudos justificam a ausência da coleta e transporte nos limites do sistema em razão da falta de dados ou alta incerteza associada aos dados disponíveis (Rajaeifar et al., 2021; Xu et al., 2020; Mohr et al., 2020). Outra justificativa para a exclusão se apoia na falta de sistemas de reciclagem operando em larga escala, o que dificulta a quantificação das distâncias do transporte (Yu et al., 2021). No entanto, a grande maioria apenas menciona que esse estágio não está incluído no limite do sistema, mas sem apresentar uma justificativa para a exclusão, contrariando os princípios das normas LCA. Outro tipo de inclusão de transporte raramente mencionado nos estudos é o transporte dos insumos. A quantificação das implicações das distâncias de transporte incorporadas em processos de banco de dados, como o Ecoinvent, para produtos químicos, materiais auxiliares e materiais primários evitados podem ser explicitadas e avaliadas quanto ao percentual de contribuição para os impactos totais avaliados (Rinne et al., 2021).

Embora as técnicas de pré-tratamento para as LIBs tenham importâncias significativa na eficiência da recuperação de materiais valiosos das LIBs (Pagnanelli et al., 2017) podendo reduzir o consumo de energia nos processos seguintes (Prazanova et al., 2022), as implicações

ambientais dos processos de pré-tratamento são pouco explorados nas LCAs até agora disponíveis na literatura. Alguns autores justificam a ausência da etapa de pré-tratamento devido à falta de dados confiáveis outros, pelo fato de que o objeto de análise é somente o processo de recuperação do material alvo (Rey et al., 2021). Outro grupo de autores justifica a exclusão do pré-tratamento devido à falta de dados sobre o local e os métodos de descarga e desmontagem (Rajaeifar et al., 2021). Outros autores excluem do limite do sistema afirmando que os impactos dessas etapas foram considerados pequenos, devido as baixas temperaturas utilizadas no pré-tratamento (Rinne et al., 2021). No entanto, os estudos não apresentam detalhes dos processos e os valores dos impactos avaliados como irrelevantes.

Outra questão ausente na literatura refere-se as implicações ambientais dos fluxos finais de resíduos dos processos de reciclagem. Isso pode ser explicado pois os dados relativos a reciclagem e tratamento de resíduos, são processos em que são possíveis medições diretas e mais confiáveis do que os dados de aterros que têm de ser parcialmente modelados e onde são necessárias estimativas (Obersteiner et al., 2007). A composição e concentração do lixiviado do aterro pode variar significativamente dependendo da composição do resíduo e teor de umidade, idade, tipo do aterro e condição meteorológica (Feng et al., 2021). A caracterização e tratamento das águas residuais dos processos hidrometalúrgicos não são incluídos em nenhum estudo revisado.

#### **4.2.4 Cut-off**

Os critérios de corte especificam a quantidade de material ou fluxo de material e energia ou o nível de significância ambiental que são excluídos do estudo (ABNT, 2009b). A inclusão ou exclusão de processos da fronteira do sistema deve ser justificada, para evitar que processos ou fluxos elementares relevantes sejam negligenciados (Laurent et al., 2020). Apesar de não existir um padrão para a escolha de quais processos excluir da fronteira do sistema, a exclusão deve ser justificada e documentada. Nos estudos revisados, poucos justificam os critérios de corte para a exclusão de etapas e processos da fronteira do sistema, e, os que justificam, apresentam argumentos baseados em afirmações derivadas de outros estudos.

A falta de dados confiáveis é frequentemente apresentada como uma justificativa (ex. Xu et al., 2020; Mohr et al., 2020). Outros afirmam que a exclusão de processos se justifica devido ao seu impacto pequeno em comparação aos impactos de tratamento, mas não deixam claro quais são estes impactos (Rinne et al., 2021). Outros afirmam que processos com menos de 5% de relevância no impacto ambiental são excluídos, sem justificar quais são os processos

excluídos (Yu et al., 2021). Um estudo justifica a exclusão dos produtos químicos devido à baixa quantidade utilizada, mas sem especificar qual é essa quantidade (Hao et al., 2017). Outro estudo justifica o corte de processos do sistema pelo fato de estar comparando apenas os processos de lixiviação (Lin et al., 2021).

O fato de os estudos disponíveis não justificarem as escolhas de corte dos processos, fere o princípio da transparência (Laurent et al., 2020). Além disso, pequenos fluxos de massa ou energia, ainda podem causar impactos perceptíveis e a soma de fluxos individualmente insignificantes pode ser significativa (Suh et al. 2004). Truncar modelos de fluxos físicos em um sistema de produto ameaça omitir cargas com o potencial de gerar impactos que alteram a decisão (Reap et al., 2008).

#### **4.2.5 Definição do framework de modelagem LCI**

O framework de modelagem do LCI, isto é, atribucional ou consequencial, raramente é discutido nos estudos. Em grande parte dos estudos, o tipo de modelagem do LCI não é definida. Este parece ser um problema recorrente em estudos de LCA, considerado uma falha grave, pois a definição do tipo de modelagem do LCI é essencial para selecionar os tipos de dados, amplitude da coleta dos dados do inventário e diretrizes para a resolução dos problemas de multifuncionalidade (Laurent et al., 2013b; Bisinella et al., 2021). Encontrou-se apenas um artigo que modelou o LCI com abordagem consequencial (Vandepaer et al., 2019). O restante dos estudos aplica uma abordagem atribucional, mesmo que não declarada explicitamente. Portanto, necessita-se que os próximos estudos aprofundem a discussão sobre a escolha do framework de modelagem do LCI, levando em consideração a situação de contexto de decisão, objetivo e escopo do estudo.

#### **4.2.6 Multifuncionalidade**

A solução predominante para resolver a multifuncionalidade dos processos de reciclagem foi a substituição, abordagem utilizada em 23 estudos (55 %). Um (1) estudo utilizou a abordagem de expansão do sistema (Vandepaer et al., 2019). Os outros 42,6 % dos estudos não utilizam ou esclarecem nenhum método para este fim. Algumas fraquezas foram identificadas, como a falta de justificativa da escolha do método de substituição, porque ele é escolhido e considerado mais adequado que outras opções, como alocação ou expansão do sistema. A escolha do método para resolver a multifuncionalidade não é feita de forma sistemática e transparente nos estudos. Outro problema observado nos estudos foi a falta de

justificativa para a escolha dos produtos evitados. Geralmente os produtos evitados são escolhidos de forma arbitrária, não refletindo as trocas físicas que realmente acontecem nos sistemas. Esse parece ser outro problema recorrente observado em estudos de LCA em sistemas que recuperam materiais (Laurent et al., 2013b). Os processos evitados especificados de forma incompleta comprometem a confiabilidade dos resultados encontrados, pois a substituição de materiais em um estágio diferente do que ocorre na realidade pode fornecer créditos ambientais ao sistema de reciclagem que não são factíveis na prática (Heijungs & Guinée, 2007).

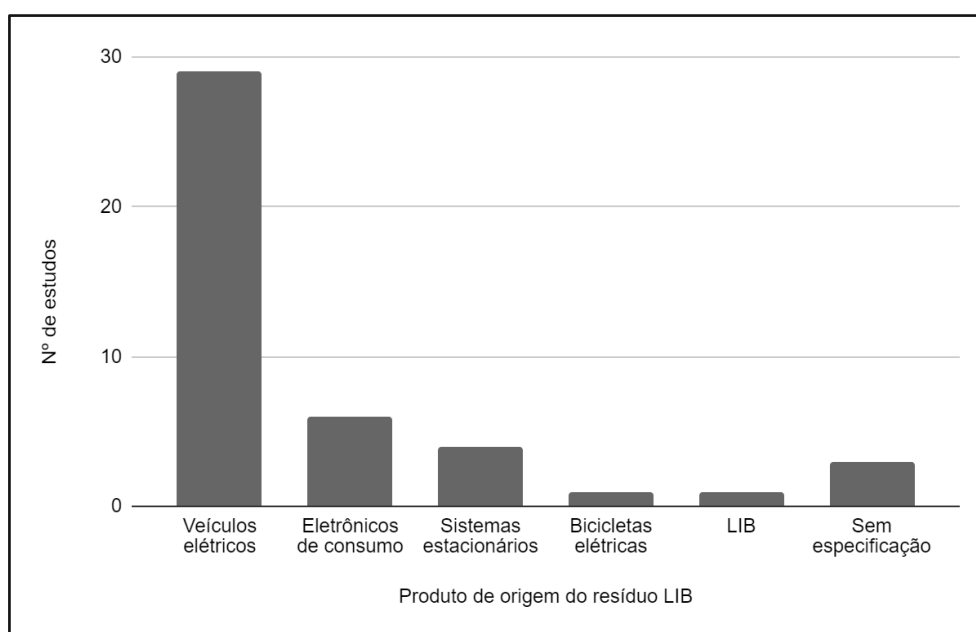
Portanto, a qualidade do material recuperado, a taxa de substituição e processos adicionais de refino devem ser especificados, para fornecer um quadro geral do potencial de substituição (Turner et al., 2015). Para os sistemas de reciclagem das LIBs é muito importante que esses parâmetros sejam bem definidos, pois a recuperação de metais contidos em produtos complexos, geralmente evitam a produção de metais brutos, em ciclo aberto de reciclagem, devido a pequenas impurezas contidas no material (Rajaeifar et al., 2021). Se um sistema de reciclagem recupera um metal que contém impurezas, este não pode evitar impactos de materiais puros, em um ciclo fechado, retornando para a produção de materiais precursores de LIBs, pois isso fornece créditos muito superiores ao que o sistema de reciclagem realmente fornece. Escolhas sobre a recuperação de materiais, como razão de substituição e deslocamento da produção virgem em ciclo aberto ou fechado, possuem grande influência nos resultados, e devem ser expressas de forma transparente nos estudos (Rigamonti et al., 2009).

#### **4.2.7 Tipos de produtos e tipos de composição química das LIBs estudadas**

Os produtos que originam as LIBs descartadas são diversos, desde eletrônicos de consumo até veículos elétricos. A Figura 5 mostra a distribuição de quais produtos originam as LIBs recicladas. A predominância dos estudos 67,44% (29 artigos) avalia a reciclagem de LIBs provenientes de veículos elétricos. Em segundo lugar, com 13,95% (6 estudos), avaliam a reciclagem de LIBs provenientes de eletrônicos de consumo, como celulares e *Notebooks* (Swart et al., 2014; Bian et al., 2016; Yang et al., 2019; Anwani et al., 2020a; Anwani et al., 2020b; Lin et al., 2021). Ainda, estudos avaliam a reciclagem de LIBs originas de sistemas estacionários de armazenamento de energia (4 artigos) (Delgado et al., 2019; Vandepaer et al., 2019; Jenu et al., 2020; Sadhukhan & Christensen, 2021; e bicicletas elétricas (1 artigo) (Liu et al., 2021). Um estudo tem como foco a própria LIB como produto e três estudos não especificam a origem do resíduo (Díaz-Ramirez et al., 2020; Rey et al., 2021; Xu et al., 2021). Esse resultado confirma que as tendências de eletrificação de veículos têm gerado preocupações quanto à

gestão dos resíduos LIBs, bem como a recuperação de recursos escassos desse fluxo (Song et al., 2017; Mossali et al., 2020; Meshram et al., 2020). Entretanto, apesar da importância da investigação dos impactos da reciclagem de LIBs vindas de veículos elétricos, outros produtos também geram grandes fluxos de resíduos de LIBs, como os eletrônicos portáteis (ex. Smartphones, Notebooks) que são amplamente consumidos em todo o mundo (Boyden et al., 2016; Mejame et al., 2020). Necessita-se de investigações adicionais quanto ao potencial volume de resíduos de LIBs gerados por outros produtos amplamente utilizados, bem como qual o impacto desse volume na esfera ambiental, pois o tipo de coleta, a desmontagem dos produtos e quantidades presentes de metais recuperáveis pode ser diferente para cada fluxo de resíduo. Além disso, países subdesenvolvidos, como Brasil e Índia, ainda apresentam poucos estudos de reciclagem em qualquer um dos tipos de produtos identificados. O Brasil possui apenas um estudo sobre a reciclagem de veículos elétricos e a Índia, dois estudos sobre a reciclagem de *smartphones*.

Figura 5-Tipos de produtos identificados que fornecem as LIBs para a reciclagem.

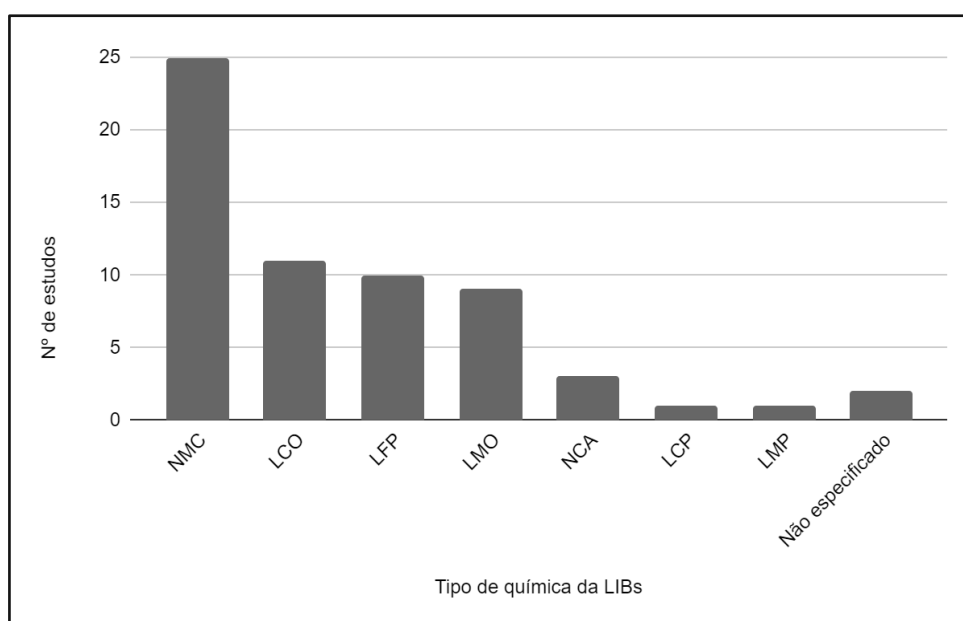


Fonte: Elaborada pela autora (2022).

As células químicas das LIBs podem conter diferentes composições químicas, onde diversos metais são combinados para aumentar a capacidade de entrega das baterias. A Figura 6 apresenta os tipos de composição química alvos da reciclagem nos estudos de LCA conduzidos. Sete tipos diferentes de composição química para o eletrodo positivo foram avaliados, sendo elas: LCO (LiCoO<sub>2</sub>), NMC (LiNiMnCoO<sub>2</sub>), NCA (LiNiCoAlO<sub>2</sub>), LMO (LiMn<sub>2</sub>O<sub>4</sub>), LFP (LiFePO<sub>4</sub>), LCP (LiCoPO<sub>4</sub>) e LMP (Lithium-metal-polymer). Os resultados

indicam que a química NMC é a química de LIBs mais investigada nos estudos, com 25 estudos analisando os potenciais impactos da reciclagem desse tipo de química de cátodo. Esse resultado pode ser explicado devido ao cátodo misto de metal NMC ser o tipo de cátodo mais promissor para aplicações em veículos elétricos e eletrônicos de consumo (Shao et al., 2022). A composição das LIBs é um aspecto importante, pois dependendo da composição do material de entrada, a viabilidade econômica e ambiental dos processos de reciclagem é perdida (Liang et al., 2021). Por exemplo, a reciclagem de células com composição química LFP são consideradas inviáveis comercialmente, devido a composição química não conter metais valiosos, como Co e Ni (Liang et al., 2021).

Figura 6-Composição química das células LIBs investigadas nos estudos revisados.



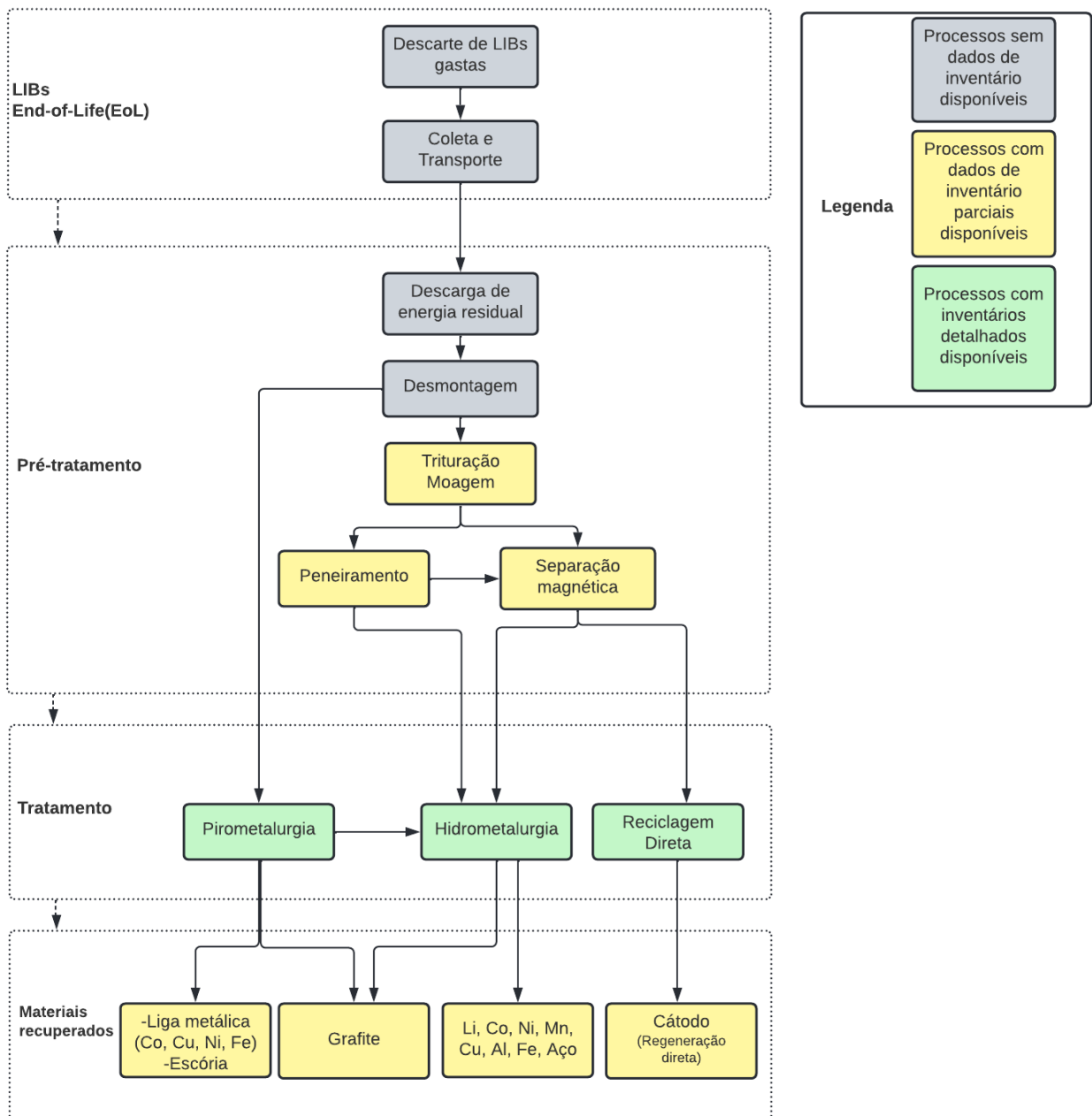
Fonte: Elaborada pela autora (2022).

#### 4.2.8 Processos de reciclagem

A reciclagem das LIBs envolve etapas de coleta e transporte das baterias descartadas, pré-tratamento, tratamento térmico, químico ou físico para a recuperação dos materiais (Figura7). O pré-tratamento inclui processos de descarregamento, para evitar incêndios e explosões; desmontagem manual dos packs, para separar as células de outras partes, como PCB e invólucro principal; esmagamento e trituração das células para separar os coletores de corrente dos materiais do eletrodo negativo e positivo; peneiramento e separação magnética para classificar os materiais de acordo com o tipo de material e tamanho de partícula específica. A Figura 8 apresenta uma representação visual que indica quais etapas e processos possuem dados

detalhados disponíveis nos estudos (Verde), processos nos quais apenas dados parciais estão disponíveis, como por exemplo, detalha-se o consumo de energia, mas não emissões diretas dos processos (Amarelo) e processos nos quais não há dados disponíveis para consulta, sobre consumo de recursos, emissões e impactos nos estudos revisados (Cinza). Os resultados indicam que esforços adicionais precisam ser feitos para coletar dados primários ou estimar dados confiáveis para processos de coleta, transporte, descarga, operações de cominuição e processos evitados.

Figura 7-Resumo dos processos identificados na cadeia de reciclagem das LIBs e disponibilidade de dados.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Os processos identificados para recuperação de materiais, na forma elementar ou regeneração de componentes, são: processos hidrometalúrgicos, pirometalúrgicos e reciclagem direta, também chamada de reciclagem funcional. A tecnologia hidrometalúrgica foi a mais avaliada (30 artigos). A reciclagem pirometalúrgica foi avaliada em 19 estudos e a reciclagem direta em 10 estudos. O Quadro 2 apresenta cada tipo de tecnologia avaliada em cada estudo da amostra. Alguns estudos comparam duas tecnologias, pirometalúrgica e hidrometalúrgica (ex. Gaines et al., 2011; Cusenza et al., 2019; Rey et al., 2021). Cinco estudos comparam o desempenho ambiental das três tecnologias (Li et al., 2014; Dunn et al., 2015; Ciez; Whitacre, 2019; Tao; You, 2020; Yu et al., 2021). As conclusões dos estudos geralmente apontam que os impactos ambientais são dados na seguinte ordem Reciclagem Direta < Reciclagem Hidrometalúrgica < Reciclagem Pirometalúrgica. Entretanto, a reciclagem direta ainda está em desenvolvimento, não sendo possível atestar a superioridade ambiental no âmbito industrial (Harper et al., 2019).

Quadro 2-Tipo de tecnologia de tratamento avaliada em cada estudo.

Legendas	Tecnologia avaliada no estudo	Tipo de tecnologia avaliada para reciclagem		
	Tecnologia não avaliada no estudo			
	Tipo de tratamento não especificado			
Nº	Autor	Pirometalúrgica	Hidrometalúrgica	Reciclagem Direta
1	(REY et al., 2021)			
2	(YU et al., 2021)			
3	(ZHANG et al., 2021)			
4	(SADHUKHAN; CHRISTENSEN, 2021)			
5	(KIKUCHI et al., 2021)			
6	(RINNE et al., 2021)			
7	(KURZ et al., 2021)			
8	(LIN et al., 2021)			
9	(LIU et al., 2021)			
10	(XU et al., 2021)			
11	(RAJAEIFAR et al., 2021)			
12	(WANG; YU, 2021)			

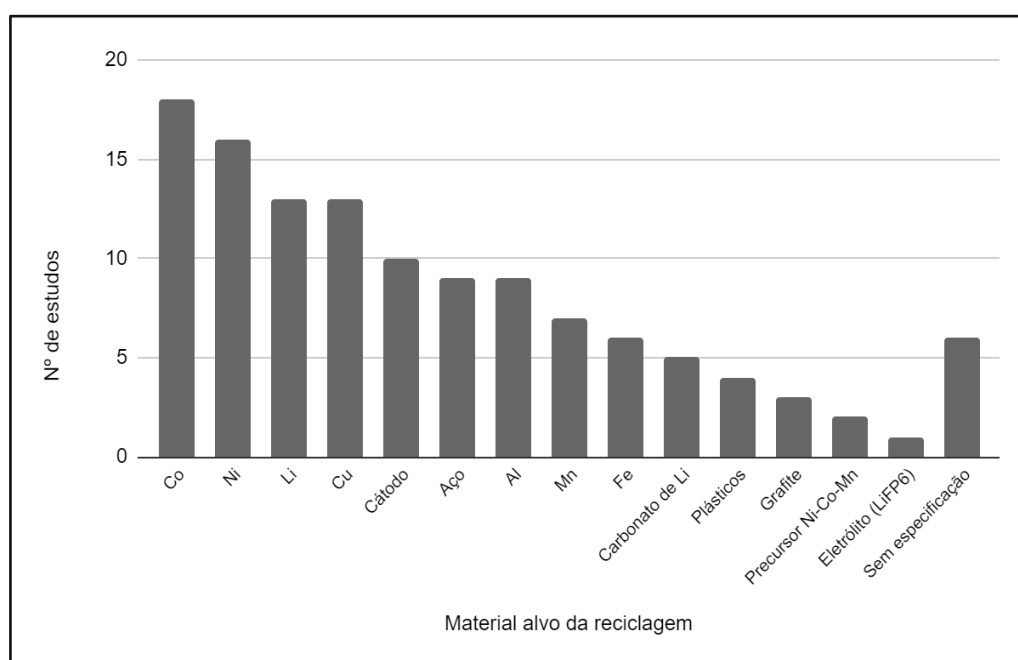
13	(XU et al., 2020)			
14	(MOHR et al., 2020)			
15	(GAO et al., 2020)			
16	(SUN et al., 2020)			
17	(ANWANI et al., 2020a)			
18	(ANWANI et al., 2020b)			
19	(DÍAZ-RAMIREZ et al., 2020)			
20	(YANG et al., 2020)			
21	(JENU et al., 2020)			
22	(TAO; YOU, 2020)			
23	(DELGADO et al., 2019)			
24	(YANG et al., 2019)			
25	(VANDEPAER et al., 2019)			
26	(CUSENZA et al., 2019)			
27	(RAUGEI; WINFIELD, 2019)			
28	(ZHAO; YOU, 2019)			
29	(CIEZ; WHITACRE, 2019)			
30	(QIAO et al., 2019)			
31	(SOUZA et al., 2018)			
32	(BOBBA et al., 2018)			
33	(HAO et al., 2017)			
34	(BIAN et al., 2016)			
35	(SANFÉLIX et al., 2016)			
36	(OLIVEIRA et al., 2015)			
37	(HENDRICKSON et al., 2015)			
38	(DUNN et al., 2015)			
39	(HUNG et al., 2014)			
40	(YU et al., 2014)			
41	(LI et al., 2014)			
42	(SWART et al., 2014)			
43	(GAINES et al., 2011)			

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

#### 4.2.9 Materiais alvos da reciclagem

Os principais materiais alvos dos processos de reciclagem das LIBs são os metais. A Figura 8 apresenta a frequência que a recuperação de cada material foi investigada. Os metais Co, Ni, Li e Cu são os principais alvos da reciclagem pirometalúrgica e hidrometalúrgica. O que se explica pelo fato desses metais possuírem alto valor econômico (Wang et al., 2016). Entretanto, outros materiais com menor valor econômico também tem recebido atenção como o Grafite (Rey et al., 2021), Aço, Al, Mn, Fe e plásticos (ex. Yang et al., 2020; Liu et al., 2021; Rajaeifar et al., 2021). Além disso, alguns esforços têm sido direcionados para a recuperação do cátodo sem a necessidade de processos destrutivos, por meio da ressinterização (ex. Gao et al., 2020). Apenas um estudo avalia a reciclagem do eletrólito (Kurz et al., 2021).

Figura 8-Materiais alvos da reciclagem.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

#### 4.3 Análise de inventário

Os estudos disponíveis raramente apresentam dados de inventário originais, em escala industrial para a condução das LCAs sobre reciclagem das LIBs. Dados da literatura e de bancos de dados tem sido majoritariamente utilizados para modelar os sistemas de fundo. Os dados primários disponíveis são referentes a experimentos em escala de laboratório, para operações

unitárias, principalmente os experimentos de lixiviação e recuperação de materiais (ex. Kikuchi et al., 2021; Kurz et al., 2021; Rinne et al., 2021). Isso também é comum nas LCAs da produção de LIBs (Huang et al., 2022). A baixa disponibilidade de dados na escala de produção comercial e a diversidade nas opções de modelagem tornam difícil e incerta a avaliação dos impactos ambientais das LIBs (Crenna et al., 2021). Apesar do número de estudos neste campo, um grande problema continua sendo a disponibilidade limitada de dados transparentes, baseados em diferentes indústrias (Bauer et al., 2022). A falta de dados leva à propagação de erros e reduz a confiabilidade e robustez de vários dos estudos existentes. A grande variabilidade dos resultados é resultado da avaliação de diferentes químicas e tecnologias, no uso de dados de diferentes escalas de produção (por exemplo, operação piloto vs linha de produção completa) e na aplicação de diferentes abordagens e premissas para modelar todo o LCI (Crenna et al., 2021). Além disso, muitas vezes há falta de transparência em muitos estudos de LCA das LIBs, o que dificulta a rastreabilidade dos resultados (Arshad et al., 2022). Portanto, esforços da comunidade científica e das partes interessadas industriais para avançar em direção a estudos transparentes e abrangentes, baseados em dados primários são fundamentais (Bauer et al., 2022). Pois, ignorar alguns dados do processo upstream e downstream podem causar erros de truncamento que prejudicam seriamente algumas práticas, como decisões de longo prazo para a formulação de políticas (Islam et al., 2016). A coleta e divulgação de dados, em um formato prontamente reutilizável, no qual futuras análises possam ser realizadas é uma área prioritária de estudo.

#### **4.4 Representatividade dos dados**

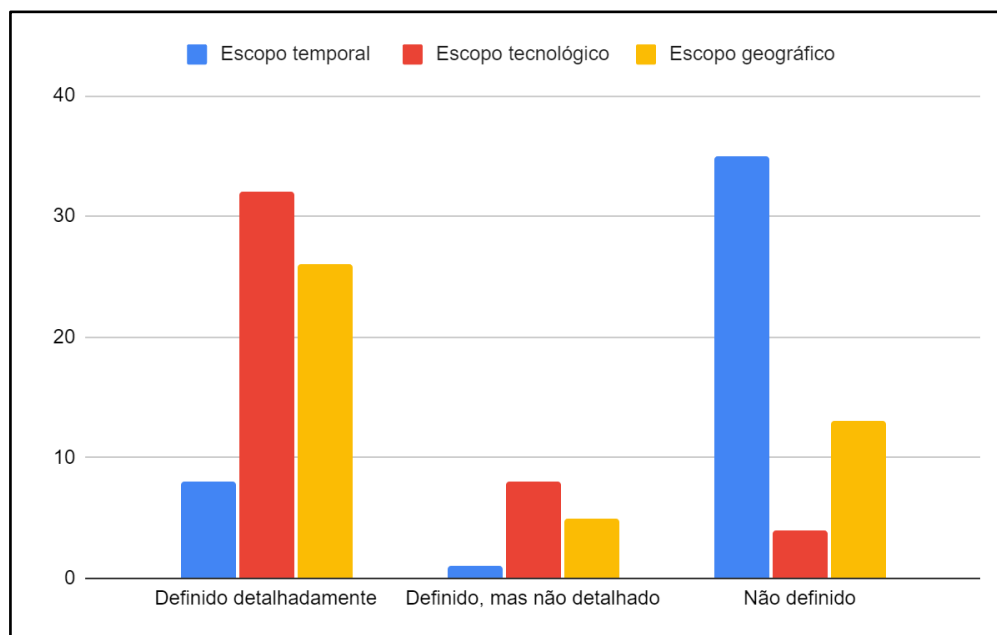
A representatividade dos dados é fundamental para caracterizar corretamente os impactos ambientais de um sistema de produto (Gavankar & Suh, 2014; Henriksen et al., 2021). A representatividade é um aspecto de qualidade de dados ligado à incerteza, pois intervalos de dados geralmente são necessários para representar adequadamente o escopo tecnológico, geográfico e temporal do estudo (Henriksen et al., 2017). A falta de representatividade tecnológica pode ocorrer ao selecionar uma tecnologia específica para representar uma combinação de tecnologias (Henriksen et al., 2021). As diferenças de tecnologia entre regiões, empresas e instalações podem levar a diferenças de ordem de magnitude nas emissões (Reap et al., 2008). A falta de representatividade temporal ocorre quando dados de determinado ano não são representativos da situação real (EC-JRC, 2010). A falta de representatividade geográfica

pode ocorrer quando são aplicados dados de média regional/global para representar um local específico (Henriksen et al., 2021).

Na literatura atual de LCA sobre reciclagem de LIBs a representatividade dos dados é pouco discutida, apenas 18,1 % (8) estudos apresentam explicações sobre representatividade para os três escopos (Tecnológico, Temporal, Geográfico) (Sanfelix et al., 2016; Hao et al., 2017; Bobba et al., 2018; Qiao et al., 2019; Yang et al., 2019; Gao et al., 2020; Yang et al., 2020; Lin et al., 2021). Entretanto, alguns desses estudos apresentam explicações pouco claras sobre algum dos escopos, por exemplo, para o escopo geográfico (Gao et al., 2020) afirmam que os dados são representativos da China, porém, os dados não são detalhados no inventário (Hao et al., 2017; Bobba et al., 2018; Yang et al., 2020), apenas mencionam que a avaliação traz dados do “processo atual”.

A Figura 9 apresenta a síntese da representatividade da amostra de artigos. Os escopos tecnológico e geográfico são mais comumente definidos nos artigos. Por outro lado, o escopo temporal dos dados raramente é apresentado nos estudos, com quase 80% dos estudos não discutindo esse escopo. Esse resultado está em concordância com achados anteriores, em que considerações sobre a representatividade temporal ainda são incomuns em estudos de LCA, o que suscita preocupações sobre a representatividade e relevância dos resultados atualmente disponíveis (Beloin-Saint-Pierre et al., 2020). Ao não identificar de forma clara nos estudos a representatividade temporal dos dados e as implicações da idade dos dados para os resultados, o nível de incerteza dos resultados aumenta, pois não há como atestar que os dados usados na avaliação representam o contexto avaliado (EC-JRC, 2010; Henriksen et al., 2017). Além disso, quando há considerações sobre temporalidade nos estudos, é realizado com afirmações vagas como “tempo de publicação do artigo” (Rinne et al., 2021). Dos estudos que apresentam o escopo temporal, três fazem somente em relação a dados da matriz energética (Sanfelix et al., 2016; Hao et al., 2017; Yang et al., 2020). Outros estudos mencionam que os dados são referentes a um intervalo de datas (anos) em que os dados foram coletados (Gao et al., 2020; Lin et al., 2021).

Figura 9-Representatividade temporal, tecnológica e geográfica dos estudos.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

A representatividade geográfica é um problema universal na LCA, principalmente para estudos conduzidos em países não desenvolvidos, pois a falta de dados de inventário representativos leva a condução de estudos com dados médios globais ou dados de outros países. Entretanto, para alguns conjuntos de dados essa barreira é transposta, como para dados de produção de eletricidade, onde os estudos encontram em bases de dados atuais conjuntos de dados de matriz energética de vários países. Outra questão é a produção de insumos químicos, geralmente a tecnologia de produção é homogênea, o que pode ajudar na escolha de um produto produzido em outro país, ajustando-se somente a matriz energética.

A falta de discussão e transparência sobre representatividade dos dados é uma questão importante a ser tratada nos próximos estudos sobre reciclagem de LIBs. É importante salientar que a maioria dos estudos não utiliza dados atuais e primários, o que pode comprometer a representatividade nas três esferas (Laurent et al., 2020).

#### 4.4.1 Avaliação de qualidade dos dados

Dos estudos revisados, nenhum estudo apresentou uma avaliação de qualidade dos dados de acordo com as diretrizes ISO. A falta de avaliação da qualidade dos dados traz muita incerteza quanto à relevância e confiabilidade dos resultados encontrados nos estudos. Métodos semiquantitativos estruturados de avaliação da qualidade dos dados, no nível dos fluxos e

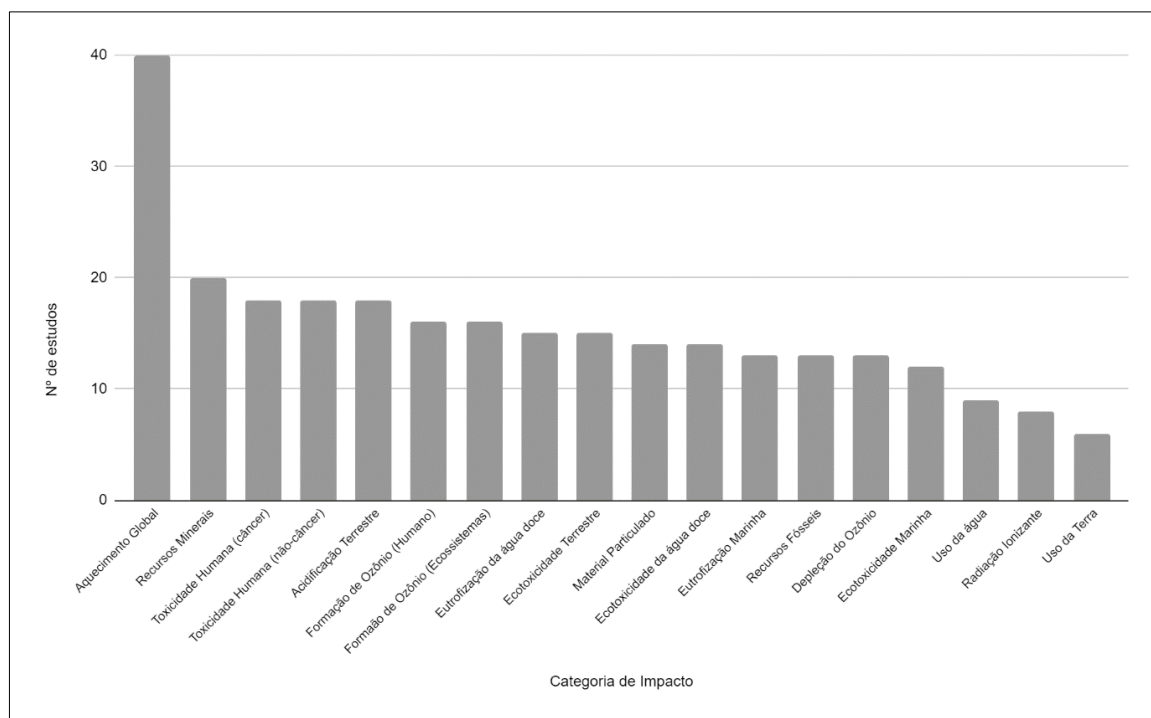
processos, estão disponíveis na literatura como a Matriz Pedigree (Ciroth et al., 2016; Edelen & Ingwersen, 2018) e Ranking de qualidade de dados do manual ILCD (EC-JRC, 2010).

#### **4.5 Avaliação de Impactos**

As categorias de impacto avaliadas nos estudos cobrem 18 categorias de impactos diferentes (Figura 10). No entanto, a cobertura de impactos é muito diversa nos estudos, alguns estudos avaliam 18 categorias (ex. Zhao & You, 2019; Vandepaer et al., 2019; Díaz-Ramirez & Ferreira, 2020; Rey et al., 2021) e 17 categorias (Liu et al., 2021), enquanto outros avaliam apenas uma (ex. Anwani et al., 2020; Kurz et al., 2021) ou duas (ex. Mohr et al., 2020; Kikuchi et al., 2021), o que dificulta a comparação direta entre estudos. A categoria de impacto mais avaliada é a Potencial de Aquecimento Global (PAG), presente em 93% dos estudos (40 artigos). Em segundo lugar aparece a categoria de Depleção de Recursos Minerais, presente em 20 estudos (46,5%).

Nota-se que a cobertura de impacto da avaliação da reciclagem de LIBs é limitada, estando focada principalmente na categoria de PAG e consumo de recursos minerais. Portanto, existe uma grande lacuna no conhecimento quanto as implicações ambientais dos processos de reciclagem de LIBs nas diferentes categorias de impactos. É fundamental que mais estudos sejam conduzidos, e que esses incluam em sua avaliação um número maior de categorias de impactos. A partir dos estudos selecionados não é possível se chegar a conclusões sobre a superioridade ambiental de uma tecnologia em particular, o que pode resultar em graves problemas ambientais secundários no futuro. A menos que todas as categorias de impacto ambiental significativas sejam incluídas, não há como atestar a superioridade ambiental de uma alternativa (Weidema et al., 2018).

Figura 10-Categorias de impacto avaliadas nos estudos revisados.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

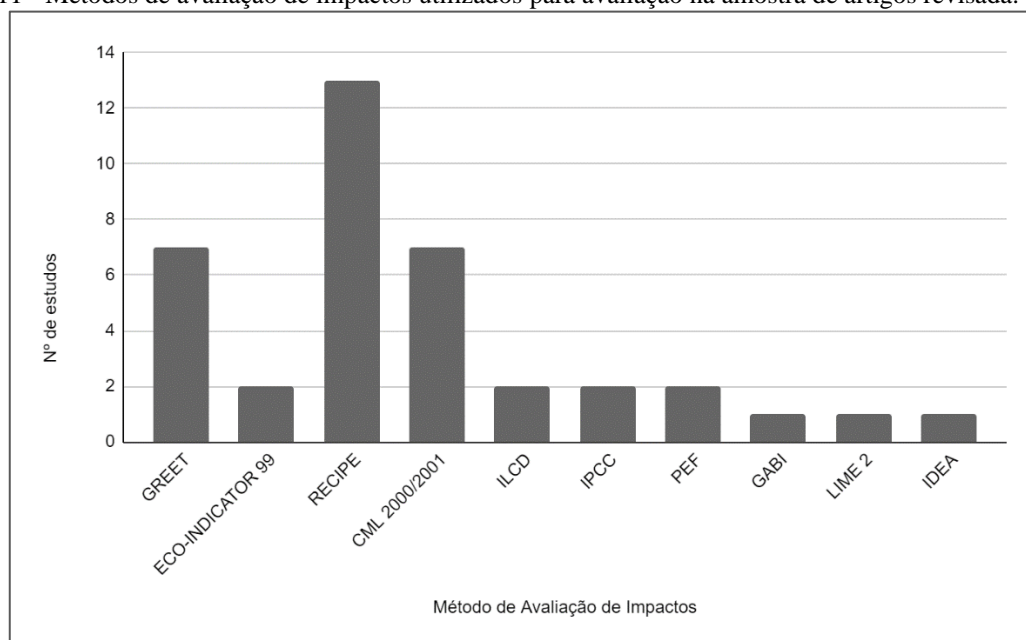
Devido às diferentes escolhas metodológicas, como tipo o tipo de composição do material da bateria, insumos químicos diferentes, inventários não detalhados, escolha dos limites do sistema e suposições sobre condições locais, bem como diferentes métodos utilizados, torna-se complexo comparar de forma geral os resultados de impacto fornecidos pelos estudos. Para comparar resultados de impacto de estudos semelhantes, necessita-se da verificação cuidadosa da comparabilidade dos estudos, por exemplo, identificando as diferenças potenciais nas escolhas de modelagem e suposições ou métodos de avaliação de impacto (Laurent et al., 2020).

Outro ponto importante encontrado na análise foi a falta de discussão sobre as incertezas relacionadas ao método escolhido para avaliação no contexto local. Nenhum artigo discute as incertezas relacionadas ao método. Questões como a cobertura dos impactos para o local não são discutidas. Essa discussão quanto à adequação do método para região avaliada é importante, pois existem indicadores que são mais relevantes localmente e deveriam ser diferenciados espacialmente, por exemplo, a categoria de Uso da Água pode ser mais relevante para locais que apresentam escassez hídrica do que outras categorias (Bjorn et al., 2020).

#### 4.5.1 Método de avaliação de impactos

Nove métodos diferentes de avaliação de impactos foram aplicados nos estudos revisados (Figura 11). O método mais utilizado foi o Recipe. Em segundo lugar aparecem os métodos CML 2000/2001 e o modelo GREET, em 7 estudos cada. O método GREET é um método de avaliação de emissões de CO<sub>2</sub>, desenvolvido pelo Centro de Pesquisa Argonne (Gaines et al., 2011). Inicialmente este projeto previa a disponibilização de dados de inventário detalhados para a produção e reciclagem das LIBs de veículos elétricos, conforme a atualização tecnológica e com dados médios do mercado. O método de avaliação do GREET avalia somente os impactos referentes a demanda de energia e aquecimento global (Gaines et al., 2011). Com muitos estudos sobre reciclagem de LIBs utilizando este tipo de fonte de dados limitada, é esperado que os resultados até então disponíveis também sejam limitados.

Figura 11 - Métodos de avaliação de impactos utilizados para avaliação na amostra de artigos revisada.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

#### 4.6 Interpretação

A fase de interpretação da LCA identifica, verifica e avalia os resultados das etapas de análise de inventário e avaliação de impacto em relação ao objetivo e escopo (Sala et al., 2020). Esta fase visa fornecer conclusões, recomendações e esclarecer limitações para o público-alvo do estudo. Esta etapa é realizada por meio da identificação das questões significativas (*hotspots*) em conjunto à verificação de integridade, consistência e sensibilidade dos resultados (Laurent

et al., 2020). As conclusões derivadas de um estudo de LCA são dependentes de decisões tomadas durante a execução dos estudos (Sala et al., 2020).

#### 4.6.1 Hotspots

Os *hotspots* são estágio(s), processo(s) e fluxo(s) do ciclo de vida que contribuem para os resultados de impacto com uma grande contribuição, para uma ou várias categorias de impacto (Laurent et al., 2020). A identificação dos hotspots, portanto, consiste em rastrear as origens e causas dos maiores impactos do estudo (EC-JRC, 2010). A análise ampla dos resultados dos estudos de reciclagem de LIBs permitiu identificar, para cada tipo de tecnologia, os *hotspots* dos processos:

- Pirometalurgia: principais impactos são derivados do alto uso de energia na etapa de fundição, pois temperaturas de até 1400° são requeridas (ex. Delgado et al., 2019;). Além disso, o processo pirometalúrgico tem grande potencial de poluição atmosférica, devido aos gases tóxicos liberados na queima dos componentes orgânicos presentes nas LIBs (Rajaeifar et al., 2021; Yu et al., 2021).
- Hidrometalurgia: os principais contribuintes para os impactos são a produção dos insumos químicos utilizados para a lixiviação e recuperação dos metais (Mohr et al., 2020; Rinne et al., 2021). Além disso, alguns estudos apontaram que a hidrometalurgia também pode ser um processo intensivo em energia, dependendo dos tipos de equipamentos utilizados nas operações unitárias (Gaines et al., 2018; Rey et al., 2021).
- Reciclagem direta: na reciclagem direta os principais hotspots estão relacionados ao consumo de insumos primários (Carbonato de Lítio) para o recozimento dos cátodos (Xu et al., 2020; Xu et al., 2021).

Apesar das análises disponíveis, como os estudos não são completos quanto a cobertura dos fluxos envolvidos na reciclagem, com vários processos fora da fronteira do sistema, não há uma caracterização completa dos potenciais impactos ambientais da reciclagem das LIBs atualmente.

#### 4.6.2 Análise de incerteza e sensibilidade

A incerteza dos resultados encontrados nos estudos revisados podem ser resumidas pela falta de dados, falta de avaliação da qualidade dos dados e processos em caixa preta. Quase nenhum estudo discute essa incerteza dos dados utilizados e muito menos quantifica o tamanho dessa incerteza. As implicações da falta de análise sobre a incerteza dos dados reside

principalmente na falta de representatividade, tornando a análise pouco valorosa para a tomada de decisão (Turner et al., 2015). Por exemplo, parâmetros de processo determinados em experimentos de laboratório em batelada podem não ser diretamente aplicáveis em escala industrial, devido às diferenças de eficiência dos equipamentos, como agitadores (Rinne et al., 2021). Outra questão relevante quanto a incerteza é relacionado aos tipos de impactos avaliados, diretos e indiretos. Ao se avaliar apenas impactos relacionados ao consumo de energia e produtos químicos, a análise fica retida aos impactos indiretos. Ainda são necessários muitos estudos sobre os impactos diretos dos processos de reciclagem de LIBs, como emissões dos processos de trituração, caracterização de efluentes e resíduos sólidos finais. Principalmente quanto às cargas associadas aos fluxos finais de resíduos existe muita incerteza.

A análise de sensibilidade é uma etapa importante nos estudos de LCA, pois avalia quais são os parâmetros de entrada que mais influenciam os resultados (Bisinella et al., 2021). O objetivo da análise de sensibilidade é avaliar e aprimorar a robustez dos resultados, indicando como as conclusões do estudo podem ser afetadas por incertezas (Laurent et al., 2020). Nas LCAs sobre reciclagem de LIBs, análises de sensibilidade foram conduzidas em diversos parâmetros de entrada como quantidade de insumos químicos por unidade funcional, taxa de reciclagem, conteúdo de metais nas amostras, mix da matriz energética. Um parâmetro importante na análise de sensibilidade em sistemas de gestão de resíduos com recuperação de materiais é a análise de sensibilidade das taxas de substituição (Turner et al., 2015). Entretanto, nenhum estudo utilizou esse parâmetro para avaliar a sensibilidade dos resultados.

As análises de sensibilidade podem ser conduzidas a partir de alguns métodos, como análise de perturbação nos dados de entrada, tanto em um parâmetro por vez quanto perturbações globais, análise de incerteza quantitativa e qualitativa, análise do ponto de equilíbrio e análise de cenários. Para mais detalhes sobre de cada método consulte (Laurent et al., 2020). Recomenda-se que os futuros estudos de LCA na reciclagem de LIBs executem etapas de análise de incerteza e sensibilidade conjuntamente as verificações de completeza e consistência.

## **5 Recomendações para futuros estudos de LCA em sistemas de reciclagem de LIBs**

Com base na análise detalhada dos estudos de LCA conduzidos na reciclagem de LIBs e das escolhas metodológicas que mais afetam os resultados apresentados nos estudos, bem como lacunas e questões chaves de melhoria identificadas ao longo da revisão, recomendações e direcionamentos para estudos futuros são fornecidos:

1. Existe uma lacuna de conhecimento quanto o perfil ambiental da reciclagem de LIBs em contextos de países em desenvolvimento. Recomenda-se que mais estudos de LCA neste contexto sejam desenvolvidos.
2. Os objetivos dos estudos devem ser formulados seguindo as orientações do manual de referência de boas práticas ILCD, considerado as seis questões indicadas como obrigatórias.
3. Para aumentar a qualidade dos estudos e orientar futuras decisões, recomenda-se o detalhamento de escolhas metodológicas importantes, como framework de modelagem do inventário, escolhas para resolver o problema de multifuncionalidade e regras de corte para exclusão de processos da fronteira do sistema;
4. Inventários detalhados por unidade de processos devem ser disponibilizados, evitando-se a apresentação de processos em caixa preta.
5. Uma grande lacuna nos dados diz respeito aos processos de coleta, transporte e pré-tratamento. Portanto, estudos futuros devem direcionar esforços para estas etapas. Quando não for possível a coleta desses dados, uma justificativa clara para o corte e eventuais implicações da falta destes dados para os resultados deve ser fornecida;
6. A obtenção de dados primários de instalações industriais e suas condições de operação para alcançar a representatividade tecnológica, geográfica e temporal são fundamentais;
7. Coletar dados primários e incluir nas análises os impactos ambientais da deposição dos resíduos finais (sólidos e efluentes);
8. A avaliação da qualidade dos dados deve ser realizada, indicando claramente o nível de incerteza dos dados obtidos e as consequências para os resultados obtidos;
9. Identificar claramente qual o fluxo elementar responsável pelos impactos significativos e qual sua origem no inventário;
10. Identificar com clareza quais os processos substituídos a montante quando da recuperação de materiais, pontuando as suposições e premissas para escolha;
11. Há a necessidade de aplicação da LCA com abordagem consequencial, pois esta abordagem elucida quais os processos marginais são afetados e as possíveis consequências ambientais da implantação e aumento de processos de reciclagem de LIBs em todas as regiões do planeta;
12. Avaliar os impactos com diferentes métodos, buscando capturar a sensibilidade dos resultados mediante a utilização de métodos diferentes de avaliação de impactos;

13. Avaliar as consequências da escolha do método quanto a adequação do local/região avaliada;
14. Os estudos atuais estão focados na avaliação da categoria de impacto de aquecimento global, portanto, são LCAs simplificadas, e seus resultados não fornecem uma visão holística dos impactos ambientais da reciclagem de LIBs, o que pode resultar em graves riscos de poluição secundária. A cobertura limitada de impactos não pode subsidiar conclusões sobre a superioridade ambiental de uma tecnologia. Portanto, recomenda-se que estudos com avaliações abrangentes quanto a cobertura de impactos seja realizada.

## **6 Conclusão**

Neste artigo, 43 estudos que avaliam os impactos ambientais de processos de reciclagem de LIBs com a técnica de LCA foram revisados. A reciclagem das LIBs é um tema emergente, devido a sua relevância nas políticas de armazenamento de energias renováveis e descarbonização dos sistemas antrópicos. A demanda por LIBs deve aumentar significativamente nas próximas décadas, o que implica em desafios adicionais no fornecimento de recursos para a sua produção e gestão de resíduos. A reciclagem em circuito fechado deve fornecer grande parte dos materiais metálicos necessários para a fabricação futura das LIBs. No entanto, as implicações ambientais dos processos de reciclagem ainda são pouco conhecidas, o que gera incertezas em relação à escolha da tecnologia de reciclagem ambientalmente mais benigna.

Os resultados indicam que, nos estudos até aqui conduzidos, apresentam muitas lacunas de dados e falta de consistência com as normas ISO 14040 e ISO 14044, bem como com o manual de referência de boas práticas ILCD. A falta de completeza, precisão e representatividade dos dados e impactos nos estudos traz preocupações, pois não podem subsidiar decisões sobre alternativas de reciclagem mais adequadas ambientalmente para as LIBs. Mais desenvolvimentos são exigidos em relação à disponibilidade de dados de operações reais e cobertura de impactos. Além disso, a maioria dos estudos não inclui processos de coleta e transporte, pré-tratamento e disposição final dos fluxos de finais de resíduos provenientes da reciclagem. A falta de conhecimento sobre os impactos desses processos, principalmente dos impactos da disposição de resíduos sólidos sobressalentes em aterros e do tratamento de efluentes dos processos hidrometalúrgicos, não reflete a totalidade dos impactos vinculados ao sistema de reciclagem. Estudos com escopo limitado só podem subsidiar decisões em escopo limitado. No futuro, quando o fluxo de resíduos de LIBs aumentar, isso pode resultar em graves

problemas de poluição secundária, como consequência da operação de processos de reciclagem inadequados.

A falta de conformidade com os princípios da norma de LCA torna os resultados dos estudos pouco representativos e relevantes para a tomada de decisão. Embora as vantagens da utilização de LIBs seja reconhecida na descarbonização do transporte e armazenamento de energia renovável, os benefícios relacionados à reciclagem ainda é uma questão em aberto. Os resultados indicam que, pela falta de avaliações abrangentes dos impactos ambientais e falta de conhecimento de dados sobre alguns processos da cadeia reversa, a superioridade ambiental de determinada tecnologia de reciclagem ainda não pode ser afirmada. A investigação das consequências ambientais da reciclagem das LIBs envolve questões complexas como as fontes de energia para os processos, insumos utilizados e seus respectivos processos produtivos, taxa de recuperação dos materiais alvo, destino dos fluxos finais de resíduos, tipo de material substituído na reciclagem, substituição em ciclo aberto ou fechado, escala de operação, local de operação e distâncias de transporte.

A revisão abrangente e sistemática executada nos estudos de LCA em processos de reciclagem de LIBs contribui com o aumento do conhecimento sobre os impactos ambientais da reciclagem das LIBs, fornecendo uma síntese dos estudos disponíveis e das lacunas de pesquisa. Por meio da análise aprofundada das características metodológicas dos estudos e identificação de lacunas de pesquisa, este estudo fornece um roteiro para o desenvolvimento de pesquisas futuras. Para os tomadores de decisão, a LCA fornece dados quantitativos e científicos para a escolha entre diferentes alternativas. Este estudo fornece uma visão geral das implicações ambientais até agora avaliadas por estudos de LCA, esclarecendo as vantagens e desvantagens de diferentes métodos de reciclagem, o que pode orientar o desenvolvimento e implementação de tecnologias sustentáveis para o gerenciamento e recuperação de materiais valiosos desse fluxo de resíduos.

## CAPÍTULO II

### **Título: Avaliação do Ciclo de Vida de cenários para reciclagem de baterias de íons de lítio no Brasil**

#### **Highlights**

- Avaliação de cenários de gestão de resíduos de baterias de íons de lítio (LIBs) no Brasil;
- Estimativa da geração futura de resíduos de LIBs para um horizonte de cinco anos;
- Dados de inventário e de impactos para um processo hidrometalúrgico executado no Brasil;
- Avaliação dos impactos ambientais do uso da glicose como agente redutor na lixiviação;
- O aumento da logística reversa e reciclagem no Brasil reduz os impactos totais;
- O uso da glicose, produzida a partir de amido de milho, resulta em emissões adicionais de CO<sub>2</sub>;

**Resumo:** As Baterias de Íons de Lítio (LIBs) são amplamente utilizadas em dispositivos eletrônicos, veículos elétricos e armazenamento de energia. Previsões apontam que a demanda anual por LIBs deve crescer em média 25% ao ano. Esse fenômeno implica em problemas, como o aumento de consumo de recursos naturais metálicos para a produção do material catódico e a geração de grandes volumes de resíduos perigosos. A reciclagem das LIBs gastas tem sido apontada como uma alternativa promissora para minimizar ambos os problemas. No entanto, devido à incipiência da reciclagem de LIBs em escalas industriais globalmente, ainda não existe consenso sobre qual tecnologia é ambientalmente preferível para a reciclagem das LIBs. Os estudos disponíveis sobre impactos ambientais da reciclagem de LIBs estão focados em países desenvolvidos e priorizam a reciclagem de LIBs presentes em veículos elétricos. Entretanto, no fluxo de resíduos eletroeletrônicos (REEE) portáteis uma quantidade significativa de LIBs pode ser encontrada, pois cada aparelho portátil geralmente possui acoplado uma LIB recarregável. Apesar do alto volume de LIBs nos fluxos de REEE, são escassos os estudos que investigam os impactos e benefícios da gestão e reciclagem de LIBs presentes neste fluxo. O objetivo deste trabalho é avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais de quatro cenários para a reciclagem de LIBs provenientes de *Smartphones* e *Notebooks*, no contexto brasileiro. A modelagem dos cenários considera parâmetros como geração anual de resíduos, taxa de coleta por diferentes canais e destino dos resíduos coletados. A avaliação é conduzida por meio da Avaliação do Ciclo de Vida. O cenário avaliado com

melhor desempenho prioriza o aumento da coleta formal pela Logística Reversa, a reciclagem no Brasil e a redução da quantidade de resíduos de LIBs enviados para aterros sanitários. O processo hidrometalúrgico, que será implantado no Brasil, foi modelado e avaliado para quantificar seu perfil ambiental e identificar questões significativas. A reciclagem das LIBs presentes nos fluxos de REEE resulta em benefícios ambientais, através da mitigação da poluição e extração de recursos naturais não renováveis. O Brasil deve desenvolver cadeias de logística reversa para coletar, armazenar e reciclar adequadamente o alto volume de resíduos de LIBs geradas em fluxos de REEE no país.

**Palavras-chave:** LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA); SCENARIOS ASSESSMENT; LITHIUM-ION BATTERIES (LIBS); RECYCLING; WASTE MANAGEMENT.

## 1 Introdução

O uso crescente de Baterias de Íons de Lítio (LIBs) acarreta na geração de milhares de toneladas de seus resíduos de LIBs por ano (Larouche et al., 2020; Meshram et al., 2020). Os resíduos de LIBs são considerados um dos segmentos de mais rápido crescimento nos fluxos globais de resíduos sólidos (Song et al., 2017). Somente o fluxo de resíduos eletroeletrônicos (REEE) contém uma parcela significativa de LIBs, pois a maioria dos aparelhos portáteis acopla uma bateria para armazenar e fornecer energia (Song et al., 2019; Mejame et al., 2020). As LIBs são amplamente utilizadas em produtos tecnológicos portáteis, como *smartphones*, *tablets* e *notebooks*, considerados dispositivos essenciais para o estilo de vida atual da humanidade (Forti et al., 2020; Perdesen et al., 2022). A maioria das LIBs produzidas globalmente é utilizada em eletrônicos de consumo (Gu et al., 2017; Santillan-Sandivar et al., 2020).

Previsões apontam que a demanda por dispositivos eletrônicos portáteis deve aumentar nos próximos anos (Forti et al., 2020). Com o crescimento das vendas de eletrônicos, volumes maiores de resíduos de LIBs estarão presentes no fluxo de resíduos REEE (Boyden et al., 2016; Mejame et al., 2020). Esse cenário gera preocupações sobre problemas ambientais decorrentes do aumento do consumo de recursos naturais para a produção das LIBs e gerenciamento desses resíduos perigosos no fim de vida útil (Or et al., 2020; Xu et al., 2020; Lybbert et al., 2021).

A produção das LIBs envolve o suprimento de uma variedade de matérias-primas metálicas e produtos químicos (Zubi et al., 2018). Alguns dos materiais utilizados na produção das LIBs, como o Cobalto, Lítio, Níquel e Grafite natural, são considerados matérias-primas críticas, com alto risco de fornecimento, devido à disponibilidade limitada de reservas exploráveis e questões geopolíticas (Koyampambath et al., 2022).

O descarte inadequado no fim da vida útil pode causar efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente, devendo ser evitado ou reduzido ao máximo (Winslow et al., 2018; Mrozik et al., 2021; Wang et al., 2021). Se as LIBs forem descartadas junto aos resíduos sólidos urbanos, incêndios podem ocorrer nos veículos de coleta e nos aterros sanitários (Winslow et al., 2018). Os eletrólitos contêm solventes orgânicos, sais de lítio e aditivos que, em contato com o meio ambiente, podem se decompor em substâncias perigosas, como arsênico e fósforo, causando contaminação (Jin et al., 2022). Os sais de lítio como  $\text{LiPF}_6$  e  $\text{LiBF}_4$  são tóxicos e corrosivos para os olhos e a pele (Hua et al., 2020). Além disso, o tratamento inadequado resulta na perda de recursos materiais valiosos (Meshram et al., 2020). Por isso, é indispensável projetar, fabricar, usar, descartar e reciclar as baterias de forma sustentável (Bauer et al., 2022).

A recuperação de matérias-primas das LIBs, através da reciclagem, é apontada como uma solução adequada para limitar a necessidade de extração de recursos naturais e mitigar a poluição do descarte inadequado (Ducoli et al., 2022; Fahimi et al., 2022). A reciclagem das LIBs evita o desperdício de recursos e reduz a poluição ambiental, pois as baterias em fim de vida são gerenciadas adequadamente para fornecer um suprimento secundário de materiais (Xu et al., 2020). Entretanto, para que a reciclagem das LIBs entregue os benefícios apontados é fundamental que processos adequados sejam desenvolvidos, implementados e avaliados (Nature Energy, 2019; Meshram et al., 2020).

Embora a reciclagem seja considerada como gerando automaticamente um benefício ambiental, o benefício real depende do impacto da matéria-prima e do processo de reciclagem (Stucki et al., 2021). Para o contexto das LIBs ainda não está claro qual método de reciclagem é ambientalmente preferido (Rey et al., 2021; Rajaeifar et al., 2022). Esse impasse deve-se ao fato de as tecnologias de reciclagem para baterias em fim de vida ainda estarem em estágios iniciais de comercialização (Rhee, Jang & Kim, 2021). Entretanto, quanto mais cedo as tecnologias de reciclagem são avaliadas, numa abordagem prospectiva, melhor será o desenvolvimento e desempenho ambiental (Bergenson et al., 2020).

A avaliação de desempenho ambiental requer uma abordagem sistemática, que permita computar os potenciais impactos ambientais do consumo de recursos e emissões ao longo de todo o ciclo de vida (Souza et al., 2016). A Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) é uma técnica eficiente para analisar os potenciais impactos numa perspectiva de sistema (Zhao et al., 2021). Por apresentar uma metodologia robusta para a avaliação de impactos ambientais, a LCA tem sido amplamente utilizada para avaliar implicações ambientais de sistemas de gerenciamento de resíduos (Laurent et al., 2013). A LCA permite avaliar o nível de impactos que um sistema

de gerenciamento de resíduos pode produzir, desde a etapa de geração até a disposição final (Wang et al., 2022). Além disso, quando pretende-se avaliar implicações futuras de sistemas de resíduos, o uso de cenários na LCA possibilita descrever impactos de diferentes opções de sistemas antecipadamente (Hojer et al., 2008; Finnveden et al., 2009).

A aplicação da LCA é fundamental para a gestão sustentável de resíduos, pois oferece informações sobre o perfil ambiental de diferentes opções de transporte, tratamento e recuperação de materiais de fluxos de resíduos (Das et al., 2019). Para as LIBs, a estrutura padronizada da LCA propicia uma análise das possibilidades para melhorar o desempenho ambiental dos processos de reciclagem em vários estágios de seu ciclo de vida, incluindo diferentes métodos de reciclagem (Shekhar et al., 2022). Entretanto, existem poucas investigações disponíveis na literatura dos impactos ambientais de reciclagem de LIBs aplicando a LCA (Ferrara et al., 2021). No artigo de revisão sistemática, desenvolvido no Capítulo I, foram encontrados 43 artigos que avaliam processos de reciclagem de LIBs com a LCA. Dentre os estudos revisados, 67,4% (29 artigos) avaliam a reciclagem de LIBs de veículos elétricos e apenas 13,95% (6 artigos) investigaram a reciclagem de LIBs de eletrônicos de consumo.

Este artigo tem como objetivo avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais de diferentes cenários para a reciclagem de LIBs no Brasil, aplicando a técnica de LCA, visando contribuir com o desenvolvimento de sistemas de reciclagem sustentáveis para a recuperação de materiais dos resíduos LIBs nos fluxos de resíduos REEE.

Os objetivos específicos são:

- Mapear e avaliar um processo de reciclagem de LIBs referência para implantação no Brasil;
- Elaborar o inventário do ciclo de vida para o processo de reciclagem investigado;
- Identificar os principais *hotspots* ambientais da reciclagem de LIBs no Brasil;
- Estimar a geração de resíduos LIBs no Brasil para os próximos anos;
- Avaliar os potenciais impactos ambientais da reciclagem de LIBs, considerando 4 cenários alternativos;
- Propor melhorias para a mitigação de impactos ambientais negativos.

## **2 Avaliação do Ciclo de Vida (LCA)**

A LCA é uma técnica de avaliação quantitativa, abrangente e baseada na ciência, que avalia os potenciais impactos ambientais associados ao consumo de recursos e emissões para o

meio ambiente de toda a cadeia de valor, desde a extração da matéria-prima até a disposição final, de produtos, processos e serviços (Finkbeiner et al., 2010; Sanye-Mengual & Sala, 2022). A LCA é uma abordagem orientada ao ciclo de vida e apoiada no pensamento sistêmico, o que ajuda a capturar e evitar transferências de cargas ao longo do sistema de produto investigado (Schaubroeck et al., 2021). Devido ao seu caráter integrativo, a LCA tem sido apontada como uma boa ferramenta de apoio aos tomadores de decisão sobre sustentabilidade (Laurent et al., 2013).

O desenvolvimento de um estudo de LCA é sistemático e envolve etapas interativas, pois, devido à natureza das relações entre o sistema de produto e o meio ambiente, novas informações, limitações e premissas podem ser incluídas ao longo do desenvolvimento do estudo (EC-JCR, 2010). Esta abordagem interativa, dentro e entre as quatro fases, contribui para a amplitude e consistência do estudo e dos resultados encontrados (Heijungs; Huppés & Guiné, 2010). A principal vantagem da aplicação da metodologia da LCA reside no fato de ela responder questões sobre qual o impacto de um produto ou processo específico, mas também qual seria o uso mais benéfico de matéria-prima residual (Hanssen; Huijbregts, 2019). A LCA é uma técnica padronizada internacionalmente pelas normas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a; ISO, 2006b). A padronização provê orientações gerais e uma estrutura metodológica de quatro fases para a execução de estudos LCA.

## **2.1 Fases da LCA**

A estrutura normatizada para a condução de estudos de LCA é composta por quatro etapas obrigatórias, sendo elas: Definição do objetivo e escopo; Análise de Inventário do Ciclo de Vida; Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida; Interpretação (ABNT, 2009a):

1. A primeira etapa da LCA é a definição clara do objetivo e do escopo do estudo, na qual todas as decisões sobre a condução do estudo são tomadas (EC-JRC, 2010). Na definição do objetivo define-se as razões para execução do estudo, as aplicações pretendidas dos resultados e o público-alvo do estudo.
  - 1.1 A definição de escopo delimita o que analisar e como analisar (EC-JRC, 2010). Na etapa de definição de escopo as diretrizes para operacionalização do estudo são definidas, estabelecendo-se os requisitos metodológicos e de qualidade. Esta etapa orienta os praticantes como o estudo será realizado, direcionando a coleta de dados e avaliação de impactos posteriores (EC-JRC, 2010). Portanto, são definidos parâmetros como o sistema de produto e a fronteira do sistema, a função, unidade funcional e fluxo de

referência, procedimentos de alocação, limitações e pressupostos. O mapeamento do sistema de produto identifica todas as etapas e processos integrantes do ciclo de vida (Finnvenden et al., 2009). A fronteira do sistema identifica quais processos estão incluídos dentro do escopo do estudo. A definição da função identifica para qual finalidade o produto ou sistema é avaliado (Finkbeiner et al., 2010). A unidade funcional quantifica em uma unidade de medida a função do produto (Finnvenden et al., 2009). O fluxo de referência indica a quantidade física de um produto necessária para atender a unidade funcional e executar a função (EC-JRC, 2010).

2. Na fase de análise de inventário, todas as entradas e saídas dos processos são mapeadas e compiladas em função da unidade funcional definida. As entradas incluem recursos naturais, materiais e energia, enquanto as saídas são produtos, coprodutos, emissões de poluentes e resíduos sólidos (Crenna et al., 2021).
3. A fase de avaliação de impacto do ciclo de vida converte os fluxos de recursos e emissões, identificados no inventário do ciclo de vida, em indicadores ambientais que são associados a categorias de impacto. Os impactos são calculados conforme os modelos de caracterização do método de avaliação de impacto selecionado (Laurent et al., 2020).
4. A última da etapa da metodologia é a interpretação do ciclo de vida, considerada uma fase que interliga todas as outras fases gerando conclusões e recomendações. Nesta etapa, são identificados os *hotspots*, que são os estágios(s), processo(s) e fluxo(s) do ciclo de vida que contribuem para os resultados de impacto com uma grande contribuição para uma, ou várias, categorias de impacto. A identificação dos *hotspots* consiste em rastrear as origens e causas dos maiores impactos do estudo (Laurent et al., 2020).

## 2.2 LCA de reciclagem de LIBs

A LCA foi empregada em estudos anteriores para quantificar os impactos ambientais associados a diferentes tecnologias para a reciclagem para LIBs (Rey et al., 2021). A LCA é considerada uma técnica adequada e tem sido amplamente utilizada para a avaliação de impactos ambientais de sistemas de gerenciamento de resíduos (Laurent et al., 2013a; Corominas et al., 2020; Zaikova et al., 2022). A LCA permite que os tomadores de decisão identifiquem os potenciais riscos e melhorem o desempenho ambiental dos processos envolvidos na gestão de resíduos (Mulya et al., 2022).

Para a reciclagem de LIBs, as tecnologias atualmente disponíveis são classificadas em três tipos (Harper et al., 2019; Jin et al., 2022): hidrometalúrgica, pirometalúrgica e reciclagem direta. As tecnologias pirometalúrgica e hidrometalúrgica são consideradas mais maduras, sendo as principais tecnologias aplicadas em escala industrial (Pinegar & Smith, 2020). Por este motivo, a disponibilidade de estudos que avaliam a reciclagem de LIBs aplicando a técnica LCA, também estão mais focados nas tecnologias pirometalúrgica e hidrometalúrgica, com poucos estudos avaliando os potenciais impactos ambientais da reciclagem direta.

Para a reciclagem pirometalúrgica, os principais impactos são derivados do alto uso de energia na etapa de fundição, exigindo temperaturas de até 1400° (Yu et al., 2021). O processo pirometalúrgico também apresenta grande potencial de poluição atmosférica, devido aos gases tóxicos liberados durante a queima dos componentes orgânicos presentes nas LIBs (Rajaeifar et al., 2021). Além disso, para a recuperação de metais de alta pureza das ligas metálicas, processos químicos adicionais são necessários, o que acarreta impactos consumo adicional de recursos materiais e energéticos (Ciez & Withacre, 2019).

Para os processos hidrometalúrgicos, os principais contribuintes para os impactos são a produção dos insumos químicos, utilizados para a lixiviação e recuperação dos metais (Rinne et al., 2021). Além disso, a hidrometalurgia também pode ser um processo intensivo em energia, dependendo dos tipos de equipamentos utilizados nas operações unitárias (Gaines et al., 2018).

No que concerne os impactos da reciclagem direta, os estudos disponíveis apontam que os principais hotspots estão relacionados ao consumo de insumos primários (ex. Carbonato de Lítio) para o recozimento e reativação dos cátodos (Xu et al., 2020). Entretanto, a reciclagem direta encontra-se em fase de desenvolvimentos iniciais, em que diversos parâmetros ainda são desconhecidos e necessitam de aprimoramento (Rajaeifar et al., 2022).

### **3 Método**

A condução deste estudo seguiu três macro etapas metodológicas:

1. Modelagem de cenários para representar a situação atual e futura do gerenciamento de LIBs no Brasil, conforme metas de implantação da Logística Reversa;
2. Estimativa de geração de resíduos de Smartphones, Notebooks e LIBs para os anos de 2022 a 2026 por meio de análise de tendência em séries temporais;
3. Avaliação dos potenciais impactos ambientais dos cenários utilizando a LCA.

### 3.1 Modelagem de cenários para a reciclagem de LIBs no Brasil

Quatro cenários para a reciclagem de LIBs no Brasil foram construídos e modelados. Os cenários foram construídos em consonância com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010) que prevê o aumento progressivo da coleta seletiva pela Logística Reversa (LR) e a redução de resíduos encaminhados a aterros sanitários. Portanto, na definição dos cenários, buscou-se uma abordagem escalonada crescente da quantidade de resíduos coletados pela LR, seguindo as metas anuais do Acordo Setorial de Logística Reversa de REEE presentes no Decreto 10.240/2020 (BRASIL, 2020), e decrescente da quantidade de resíduos coletados junto ao lixo comum e informalmente, bem como destinados aos aterros. A coleta informal foi incluída, pois para resíduos eletroeletrônicos, a coleta e reciclagem informal, é uma prática comum em muitos países em desenvolvimento e subdesenvolvidos (Rasheed et al., 2021). A análise dos cenários visa aumentar a reciclagem formal e reduzir o aterro de forma gradativa.

A construção dos cenários teve como objetivo trazer uma visão mais aprofundada dos caminhos que os resíduos percorrem até a obtenção de matéria-prima secundária, quantificando os impactos e benefícios de diferentes rotas e taxas de recuperação no Brasil e no exterior. Os valores de coleta da LR para os 3 primeiros cenários foram derivados do Cronograma de implantação do Acordo Setorial de Gestão de resíduos REEE (Brasil, 2020), que define metas percentuais de coleta e destinação para cada ano (2023-6%), (2024-12%), (2025-17%). Para o cenário 4, considerado mais otimista, a taxa de coleta foi aumentada para 50% dos resíduos gerados sendo coletados pela LR, para verificar as implicações ambientais de um sistema de coleta mais eficiente.

O cenário 1: Pessimista, visa refletir o cenário base. Neste cenário, a fração coletada pela LR é inferior à fração coletada informalmente ou misturada ao lixo comum. Da fração de LIBs coletadas pela LR em 2023, referente a 6%, 50% são destinados para a reciclagem pirohidrometalúrgica no Exterior (França - Europa), e os outros 50% são destinados a aterros Classe I no Brasil. Neste cenário, não existem operações de reciclagem formal para LIBs no Brasil, representando a situação atual. As atividades de reciclagem no Brasil se limitam as etapas de desmontagem e separação e os componentes mais complexos são enviados para processamento em outros países, principalmente países europeus e asiáticos (Dias et al., 2018; Castro et al., 2021). As baterias coletadas informalmente ou misturadas ao lixo comum são destinadas integralmente ao aterro sanitário Classe II.

No cenário 2: Intermediário, a LR aumenta o nível de coleta para 12% (2024) dos resíduos gerados, diminuindo a quantidade coletada informalmente ou descartada junto ao lixo comum. Neste cenário, assume-se que existem operações de reciclagem de LIBs no Brasil (hidrometalúrgica), em seus primeiros passos. Neste cenário, dos resíduos coletados formalmente pela LR, 75% são destinados à reciclagem no exterior, 12,5% destinados à reciclagem no Brasil e 12,5% são destinados a aterros Classe I. Da fração coletada pelo setor informal ou misturada ao lixo comum, as premissas são as mesmas do Cenário 1, com destinação integral ao aterro Classe 2.

No cenário 3: Otimista, a LR aumenta a coleta para 17% (2025) dos resíduos gerados, reduzindo novamente a quantidade coletada informalmente ou descartada junto ao lixo comum. Neste cenário, a fração reciclada no Brasil aumenta, e dos resíduos coletados formalmente pela LR, 50% são destinados à reciclagem no exterior, 25% são destinados à reciclagem no Brasil e 25% destinados ao aterro Classe I. Da fração coletada pelo setor informal ou misturada ao lixo comum, as premissas são as mesmas do Cenário 1, com destinação integral ao aterro Classe 2.

No cenário 4: Mais Otimista, 50% de todos os resíduos gerados são coletados pela LR, 25% são coletados informalmente e 25% coletados junto ao lixo comum. A reciclagem das LIBs é realizada a 75% no Brasil e 25% no exterior. Portanto, no cenário mais otimista uma fração maior das baterias é reciclada no Brasil, reduzindo significativamente a destinação para aterros. O Quadro 1 apresenta um resumo das premissas de cada cenário. O balanço de massa de cada cenário está disponível nos Apêndices D e E. O Apêndice D apresenta o balanço de massa para o fluxo de 1 t de LIBs sendo gerenciadas; no Apêndice E, os balanços de massa dos cenários modelados com o fluxo de referência de geração anual dos resíduos.

Para a avaliação dos cenários, os inventários dos processos individuais para cada tipo de rota de reciclagem foram construídos por meio de dados primários, consulta a literatura e bases de dados de inventários de LCA. Foram mapeados todos os fluxos de materiais e energia de cada rota de reciclagem, bem como as distâncias de transporte para o deslocamento dos resíduos dentro do Brasil e para o exterior. A inclusão da produção evitada, teve o intuito de verificar os benefícios ambientais da produção evitada dos metais virgens em virtude das saídas de metais do sistema de tratamento estudado.

Quadro 1- Cenários de análise - Reciclagem de LIBs. Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Cenário	Descrição das variações
Cenário 1 Pessimista (2023)	<p>-Canais de coleta Formal (LR) - 6% Informal - 47% Misturado ao lixo comum - 47%</p> <p>-Destinado à Reciclagem Origem LR - Destinado ao Exterior - 50% Origem LR - Destinado ao aterro Classe I - 50%</p> <p>-Destinado diretamente ao aterro Classe II Origem Informal - 100% Misturado ao lixo comum - 100%</p>
Cenário 2 Intermediário (2024)	<p>-Canais de coleta Formal (LR) - 12% Informal - 44% Misturado ao lixo comum - 44%</p> <p>-Destinado à Reciclagem Origem LR - Destinado ao Exterior - 75% Origem LR - Destinado à reciclagem - Brasil - 12,5% Origem LR – Destinado ao aterro Classe I - 12,5%</p> <p>-Destinado diretamente ao aterro Classe II Origem Informal - 100% Misturado ao lixo comum - 100%</p>
Cenário 3 Otimista (2025)	<p>-Canais de coleta Formal (LR) - 17% Informal - 41,5% Misturado ao lixo comum - 41,5%</p> <p>-Destinado à Reciclagem Origem LR - Destinado ao Exterior - 50% Origem LR – Destinado à reciclagem - Brasil - 25% Origem LR - Destinado ao aterro Classe I - 25%</p> <p>-Destinado diretamente ao aterro Classe II Origem Informal - 100% Misturado ao lixo comum - 100%</p>
Cenário 4 Mais otimista (2026)	<p>-Canais de coleta Formal (LR) - 50% Informal – 25% Misturado ao lixo comum – 25%</p> <p>-Destinado à Reciclagem Origem LR - Destinado ao Exterior - 25% Origem LR - Destinado à reciclagem - Brasil- 75% Origem LR - Destinado ao aterro Classe I - 0</p> <p>-Destinado diretamente ao aterro Classe II Origem Informal - 100% Misturado ao lixo comum - 100%</p>

### 3.2 Modelagem dos fluxos de resíduos de Smartphones, Notebooks e LIBs

O fluxo anual de LIBs foi estimado a partir de dados de vendas consolidados e projetados para Smartphones e Notebooks. O fluxo anual de resíduos LIBs foi calculado com base na distribuição de probabilidade da vida útil dos produtos Smartphones e Notebooks (Abbondanza & Souza, 2019). A formulação do modelo de estimativa de geração de resíduos foi implementada em três etapas sequenciais (detalhadas em 3.2.1): Análise de séries temporais para projeção de vendas nos anos 2022 a 2025; análise de fluxo de material para estimar a quantidade total em massa dos resíduos de LIBs de Smartphones e Notebooks gerados a cada ano, por meio da quantificação da massa de resíduos estimados para cada ano (Richa et al., 2014); estimativa da quantidade de células LIBs no fluxo de resíduos de Smartphones e Notebooks.

#### 3.2.1 Estimativa da geração de resíduos de Notebooks e Smartphones

O fluxo anual de LIBs em *Smartphones* e *Notebooks* foi estimado a partir de dados históricos consolidados de vendas dos produtos no Brasil e projeções de vendas. Para o período de 2012 a 2021 utilizou-se dados históricos de vendas disponibilizados pela Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (ABINEE, 2022) para os dois tipos de produtos (*Smartphones* e *Notebooks*).

Para o período de 2022 a 2025 não existiam dados de previsões de vendas específicas desses produtos no Brasil. Para suprir essa lacuna, métodos de previsão de vendas foram aplicados para projetar as vendas desse período para Smartphones. A previsão de vendas para os *Notebooks* foi realizada por meio das taxas globais de vendas projetadas. A previsão de vendas para o período de 2022 a 2025 para os *Smartphones* foi feita por meio do método de análise de tendência de séries temporais. Os dados de vendas dos anos 2012 a 2021, disponíveis no site da ABINEE (2022), serviram de base para a projeção das vendas para 2022 a 2025. A análise de tendência através de séries temporais utilizou um método de regressão linear para estimar vendas futuras (Montgomery et al., 2015). A análise de séries temporais examina padrões e tendências em dados históricos para prever os valores futuros de uma série (Nokeri, 2022). Para os Notebooks, as projeções de vendas de 2022 a 2025 foram realizadas com as taxas projetadas de vendas globais fornecidas pela Statista (2022c), na qual a variação percentual anual foi calculada e assumida para projetar as vendas desse período no Brasil.

Com os dados das vendas para cada ano, a próxima etapa do método calculou a estimativa de geração de resíduos dos produtos *Smartphones* e *Notebooks* por ano (para detalhes

consulte o Apêndice A). Com o objetivo de modelar o sistema de geração de resíduos o mais próximo possível da realidade, optou-se por utilizar uma distribuição da vida útil dos produtos ao invés de uma vida útil média. Deste modo, para cada ano foi estimada a geração de resíduos de acordo com a probabilidade de distribuição de vida útil para *Smartphones* e *Notebooks*. A distribuição da vida útil (Tabela 1) foi extraída de um estudo anterior (Abbondanza & Souza, 2019) sobre resíduos eletroeletrônicos realizado no contexto brasileiro.

Tabela 1 – Distribuição da vida útil de Smartphones e Notebooks.

Distribuição da vida útil			
Smartphones		Notebooks	
Ano	Probabilidade	Ano	Probabilidade
1	35,90%	1	7,00%
2	52,65%	2	14,00%
3	6,09%	3	25,00%
4	2,33%	4	12,00%
5	2,43%	5	16,00%
6	0,20%	6	9,00%
7	0,20%	7	3,00%
8	0,20%	8	7,00%
-	-	9	7,00%
	100,00%		100,00%

Fonte: Elaborada pela autora (2022) a partir de Abbondanza & Souza, 2019).

A distribuição da vida útil informa a probabilidade de um produto ser descartado em cada ano subsequente à compra. Por exemplo, do total de *Smartphones* comprados em um determinado ano, a probabilidade é que 35,90 % desses produtos entrem no fluxo de resíduos no primeiro ano após a compra, e 52,65% no segundo ano. Portanto, a quantidade total de *Smartphones* vendidos em um ano pode levar até 8 anos para ser totalmente descartada. Para os *Notebooks*, pode levar até 9 anos.

Em seguida, o peso (em massa) dos resíduos gerados de cada produto, em cada ano, foi calculado multiplicando-se a quantidade (em unidades) pelos valores médios de peso dos Smartphones e Notebooks. Os valores em peso dos produtos foram coletados na literatura e tratados para encontrar o valor médio. Para os Smartphones o peso médio calculado foi de 154,54 g por unidade de produto (Ercan, 2013; Babbitt et al., 2020; Cordella et al., 2021). Para

os Notebooks, o peso médio foi de 2.711 kg por unidade de produto (Abbondanza & Souza; Babbitt et al., 2020; Kasulais et al., 2015).

### **3.2.2 Estimativa da geração de resíduos de células LIBs**

Com os dados de vendas de cada ano e distribuição de vida útil de cada produto, estimou-se a geração total de resíduos dos produtos por ano (para detalhes consulte o Apêndice A). Como cada produto contém uma LIB, a geração unitária de resíduos LIBs acompanha a geração de resíduos de produtos. A estimativa da geração de resíduos LIBs em fluxo de massa foi calculada multiplicando-se o valor total de massa dos produtos pela porcentagem referente à massa da bateria: 27,3% peso das baterias em smartphones e 9,34% peso das baterias em Notebooks. O peso das LIBs em ambos os produtos foi derivado de pesquisa na literatura (ex. Wang et al., 2016).

### **3.3 Etapas da LCA**

A avaliação dos impactos ambientais dos cenários modelados foi realizada com a técnica LCA. As decisões metodológicas para a consecução do estudo são definidas de acordo com as diretrizes das normas ISO 14040 (ABNT, 2009a) e ISO 14044 (ABNT, 2009b). Em complemento, as melhores práticas apontadas no manual de referência do *International Reference Life Cycle Data System - Handbook* (ILCD) foram adotadas (EC-JRC, 2010).

#### **3.3.1 Definição do Objetivo e Escopo**

O objetivo do estudo é avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais relacionados a diferentes cenários de reciclagem para LIBs provenientes de dois tipos de produtos REEE amplamente utilizados e descartados no Brasil, os *Smartphones* e *Notebooks*. A aplicação pretendida do estudo é identificar os pontos críticos e os principais indicadores ambientais relacionados à reciclagem dos resíduos no contexto brasileiro, através de uma tecnologia hidrometalúrgica. A principal motivação para a realização do estudo é investigar o desempenho ambiental da tecnologia que deve ser implantada no Brasil, considerando diferentes cenários de reciclagem dos resíduos para fornecer informações que apoiem o desenvolvimento de operações mais sustentáveis no gerenciamento de resíduos e reciclagem de matéria-prima no Brasil. Em relação ao público-alvo, como o estudo é conduzido no contexto de uma pesquisa acadêmica, o público-alvo do estudo pode ser considerado amplo, incluindo

público interno, externo, técnico e não-técnico. A comunicação do estudo se dará através de publicações acadêmicas, como artigos científicos que serão submetidos a revistas de alcance internacional. A abrangência geográfica do estudo é o Brasil.

### **3.3.1.1 Definição do contexto de decisão**

De acordo com o manual de referência ILCD, o contexto de decisão de um estudo deve ser claramente definido, identificando em qual arquétipo de decisão o estudo está inserido: Situação A, B ou C (EC-JRC, 2010). A identificação do contexto de decisão orienta as escolhas de modelagem subsequentes, como a escolha da abordagem para modelagem do inventário e opções para resolver a multifuncionalidade (2013b). A situação A deve ser escolhida quando pretende-se avaliar os impactos ambientais do sistema do produto, fornecendo informações de suporte a decisão em um nível micro, na qual as decisões não levam a mudanças de larga escala em sistemas marginais ou de segundo plano (EC-JRC, 2010). A situação contexto do tipo A prevê a modelagem do inventário com dados médios do mercado, em uma abordagem atribucional e com a substituição como melhor alternativa para solucionar a multifuncionalidade (Laurent et al., 2013b). A situação A foi escolhida como contexto de decisão deste estudo, pois os resultados desta LCA apoiam decisões no nível micro e não no nível macro, portanto, as decisões tomadas com base neste trabalho não implicam em mudanças em larga escala nos sistemas marginais ou de segundo plano.

### **3.3.2 Definição do escopo**

Em consonância com o objetivo do estudo e contexto de decisão, o escopo do estudo foi definido e detalhado (ABNT, 2009b). Os resultados do estudo apresentam conjuntos de dados de inventário por unidade de processo, para os processos de reciclagem executados no Brasil e no Exterior, bem como conjuntos de dados de avaliação de impactos do ciclo de vida. Em consonância ao contexto de decisão escolhido, a estrutura utilizada para a modelagem do inventário é a Atribucional, pois o objetivo do estudo é fornecer informações sobre o desempenho ambiental da reciclagem de LIBs sem considerar efeitos marginais de eventuais mudanças devido as operações de reciclagem (EC-JRC, 2010).

A multifuncionalidade, um problema típico de sistemas de reciclagem (Rocha & Pentead, 2021) é tratada com a abordagem de substituição do sistema, por meio da inclusão da produção evitada dos metais recuperados na fronteira do sistema. As premissas para a substituição são derivadas de pesquisas na literatura sobre a quantidade de cada material

presente no fluxo de resíduos, a eficiência de recuperação para cada um dos materiais nos processos de reciclagem avaliados, a qualidade do material recuperado e os tipos de processos evitados na cadeia *upstream* (Detalhes sobre as taxas de recuperação e processos evitados são fornecidos no Apêndice C). A substituição foi modelada considerando a reciclagem em ciclo aberto, em que os metais recuperados deslocam quantidades equivalentes de metais “brutos” nas respectivas cadeias de suprimentos primárias (portanto, evita-se processos de mineração e beneficiamento de minério). A reciclagem em ciclo fechado, em que os materiais recuperados retornariam na cadeia de suprimentos para a produção de novas LIBs não pode ser avaliado, pois há incerteza sobre a pureza dos sais metálicos recuperados e sua adequação a fabricação de novas LIB (Rajaeifar et al., 2021).

A função avaliada do sistema é a destinação ambientalmente adequada dos resíduos de LIBs provenientes do mix de resíduos de *Notebooks* e *Smartphones* gerados no Brasil. Em virtude das especificidades do resíduo e com o objetivo de melhorar o conhecimento sobre os encargos e benefícios ambientais dos sistemas estudados, foram construídos os quatro cenários (1-Pessimista, 2-intermediário, 3- Otimista, 4-Mais otimista) para os resíduos investigados. Deste modo, o sistema foi construído para refletir os caminhos que o resíduo faz ao longo da LR formal, incluindo o descarte, recuperação de materiais e a disposição de rejeitos finais.

Para avaliar os processos unitários dos processos de reciclagem hidrometalúrgica executados no Brasil e dos processos piro-hidrometalúrgico executado no exterior, a unidade funcional foi definida como o tratamento de 1t de resíduos LIBs no Brasil e no Exterior. Para avaliação dos cenários, a unidade funcional definida foi a quantidade anual gerada de resíduos LIBs de *Notebooks* e *Smartphones* no Brasil. A Tabela 2 resume a função, unidade funcional e fluxo de referência para uma base unitária e para os quatro cenários. Nos quatro cenários o fluxo de referência é dinâmico, pois cada ano possui uma quantidade diferente de resíduos gerados (Arushanyan et al., 2017), entretanto, a equivalência funcional é conservada. Uma análise adicional avaliou os cenários com base no fluxo de referência unitário de 1t, para verificar se os resultados são afetados pelo fluxo de referência variável.

Tabela 2 - Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência.

<b>Avaliação dos Cenários</b>	
<b>Função</b>	Destinação ambientalmente adequada dos resíduos de Baterias de íons de lítio (LIBs) provenientes do mix de Notebooks e Smartphones descartados na LR.
<b>Unidade Funcional – Cenários</b>	Tratamento de LIBs provenientes do mix de Smartphones e Notebooks descartados no Brasil no período de 1 ano.
<b>Fluxo de referência - CN1</b>	181t de resíduos de células LIBs geradas no ano de 2023 entrando no sistema para tratamento.
<b>Fluxo de referência - CN2</b>	377t de resíduos de células LIBs geradas no ano de 2024 entrando no sistema para tratamento.
<b>Fluxo de referência - CN3</b>	543t de resíduos de células LIBs geradas no ano de 2025 entrando no sistema para tratamento.
<b>Fluxo de referência - CN4</b>	1.643t de resíduos de células LIBs geradas no ano de 2026 entrando no sistema para tratamento.
<b>Avaliação adicional dos cenários com fluxo de referência com base unitária de 1t para os cenários</b>	
<b>Unidade Funcional</b>	Tratamento de 1t de resíduos LIBs provenientes do mix de <i>Smartphones e Notebooks</i> .
<b>Fluxo de referência - Base unitária</b>	1t de LIBs entrando no sistema para tratamento

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

### 3.3.3 Definição do Sistema de Produto e Fronteira do Sistema

A definição do sistema de produto e da fronteira do sistema foi realizada através da análise das etapas e processos unitários necessários para cumprir a função e a unidade funcional definidas, bem como de possíveis rotas que os resíduos percorrem ao fim da vida útil até a recuperação dos metais. A partir disso, seguindo orientações normativas (ABNT, 2009b; EC-JRC, 2010), o sistema de produto, a fronteira do sistema e os processos de reciclagem são modelados em forma de fluxogramas. O sistema é modelado considerando o limite do sistema *grave-to-gate*, que inclui as etapas desde a entrada do resíduo no processo de reciclagem, recuperação de materiais e processos evitados (Hao et al., 2017; Bobba et al., 2018; Qiao et al., 2019). Os resíduos LIBs são modelados como resíduos pós consumo, ou também chamado de conteúdo reciclado, ou seja, os resíduos entram no sistema sem encargos ambientais da

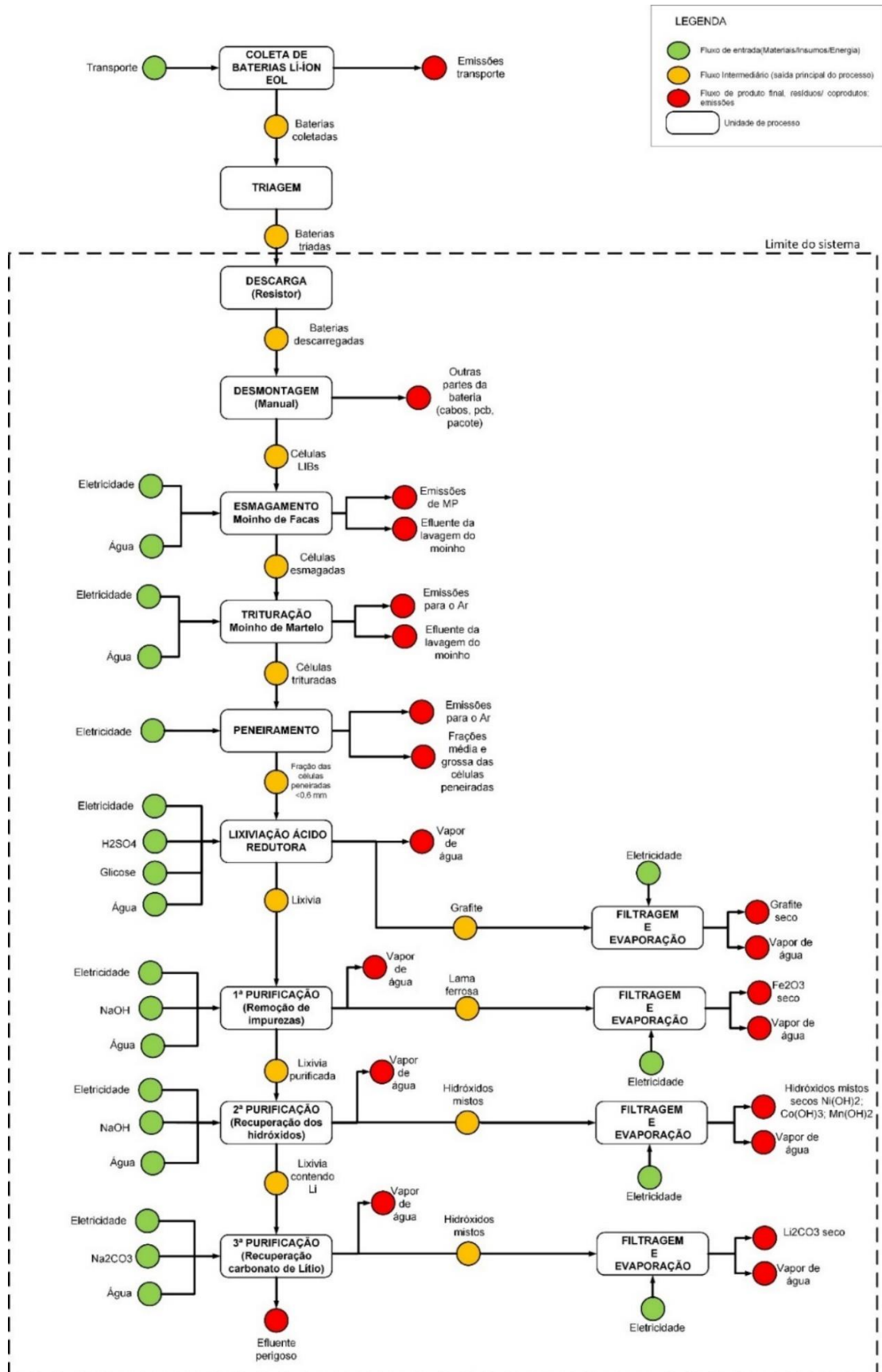
produção e uso das LIBs (Allacker et al., 2014; Rinne et al., 2021). O sistema de produto e fronteira do sistema para a tecnologia de reciclagem no Brasil é apresentado na Figura 1.

A reciclagem das LIBs, pelo processo hidrometalúrgico no Brasil, começa com a recepção das LIBs após a desmontagem dos produtos Smartphones e Notebooks. Após a triagem e recepção, as LIBs passam por um processo de descarregamento da energia residual para evitar explosões nas próximas etapas do processo, neste caso um resistor foi utilizado para descarregar as células LIBs. Em seguida, uma desmontagem manual é feita, para remover peças como conectores e cabos.

Na sequência, processos de cominuição e separação são realizados, visando a separação do material catódico rico em metais do restante de materiais. Três processos sequenciais são utilizados para separar as frações de materiais das LIBs: esmagamento, trituração e peneiramento. Nos processos de esmagamento e trituração são emitidos materiais particulados e uma pequena fração é retida nos moinhos como poeira, cerca de 3,7 % em cada operação (Costa et al., 2010). Além do consumo de energia e emissões de material particulado, o consumo de água para lavar os dois moinhos, uma vez por semana, foi incluída na avaliação. Após a etapa de cominuição, o material passa por um processo de peneiramento, que separa a fração fina (material ativo) da fração média e grossa (plásticos, coletores de corrente, invólucro). A fração fina (cerca de 50% do peso do material inicial) é a fração enviada para a etapa de hidrometalurgia e recuperação de materiais metálicos. A fração média e grossa é separada e enviada para disposição final em aterro, de acordo com a característica de cada material.

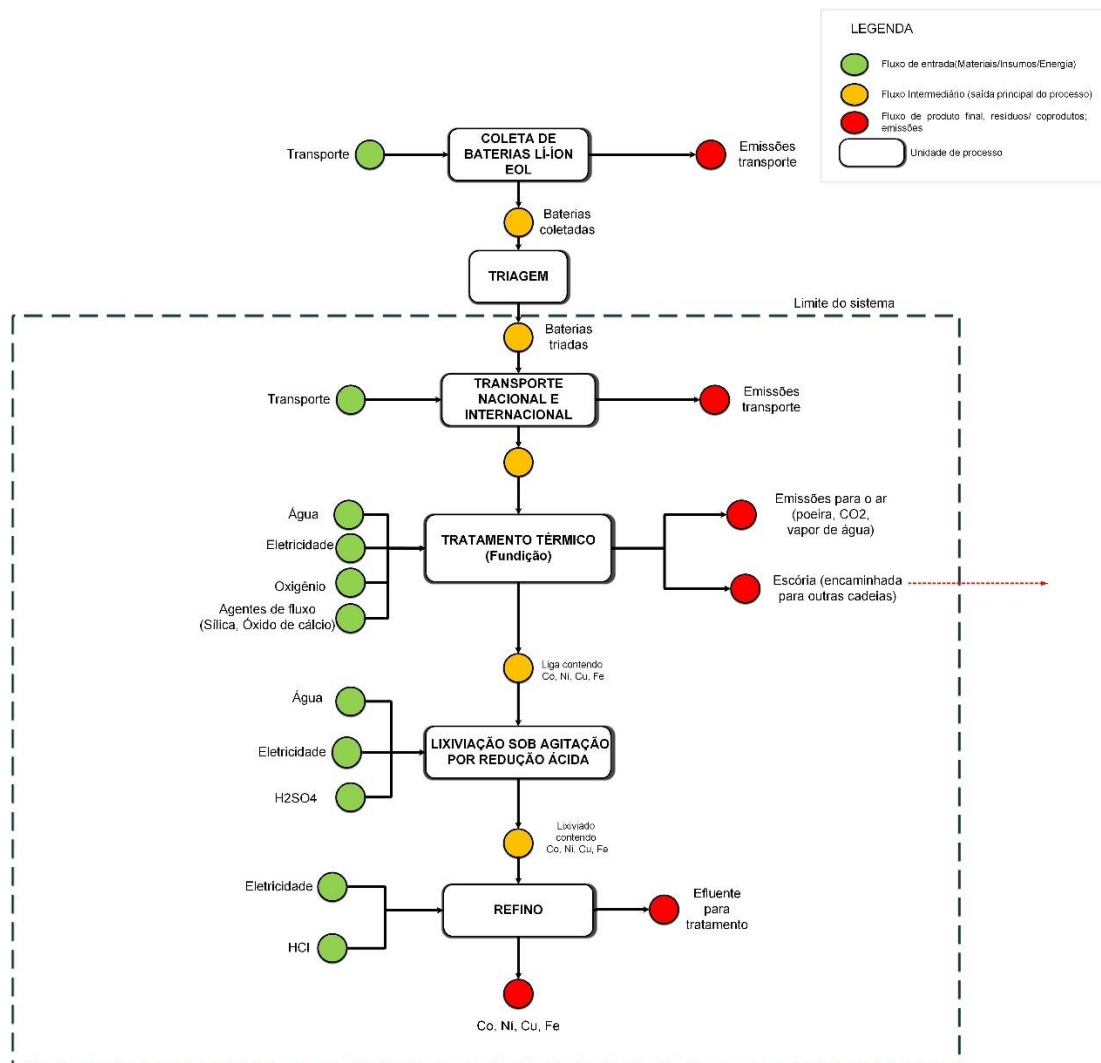
A próxima etapa é o processamento hidrometalúrgico da fração fina, nesta etapa o material ativo passa por uma etapa de lixiviação com ácido sulfúrico e glicose. Após a etapa de lixiviação, processos sequenciais separam o grafite e precipitam os metais, que são filtrados e secos em estufa. O consumo de recursos, emissões e recuperação de materiais do processo hidrometalúrgico são detalhados na fase de análise de inventário, na Tabela 4.

Figura 1 – Sistema de produto e fronteira do sistema para a reciclagem de LIBs no Brasil.



O processo piro-hidrometalúrgico para reciclagem no exterior (Europa) é modelado utilizando inventários prontos do Ecoinvent e dados atualizados da literatura. O fluxograma do processo piro-hidrometalúrgico do exterior é apresentado na Figura 2. O processo piro-hidrometalúrgico do exterior começa com o transporte nacional e internacional das células triadas e o recebimento das LIBs na planta de reciclagem. Em seguida, as células são tratadas termicamente por meio de um processo de fundição em alto forno. Os produtos do forno consistem em ligas e escórias que são enviadas para tratamento posterior. As ligas são enviadas para um processo hidrometalúrgico que utiliza reagentes químicos inorgânicos, no caso o ácido sulfúrico para lixiviação e ácido clorídrico para a recuperação dos metais recuperados. As eficiências de recuperação de metal foram adaptadas de Rajaeifar et al. (2021), ou seja, 99,98% para cobalto, 99,98% para níquel, 100% para cobre e 97,8% para ferro.

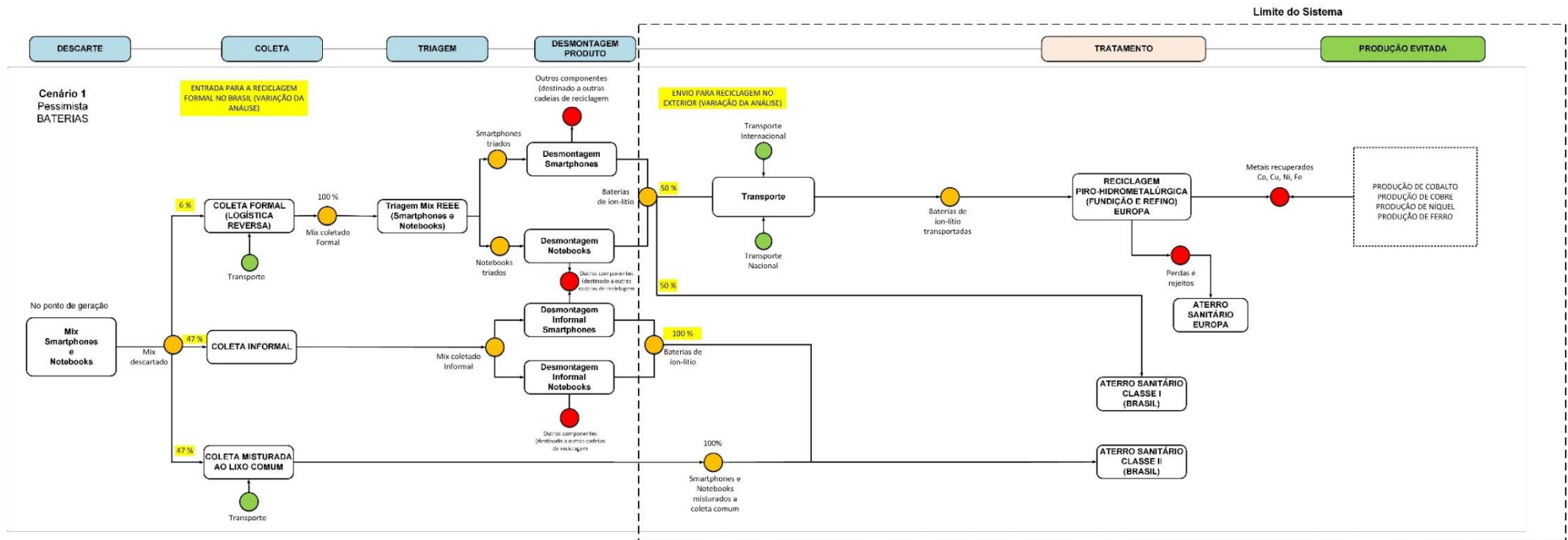
Figura 2 – Reciclagem de LIBs no exterior.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

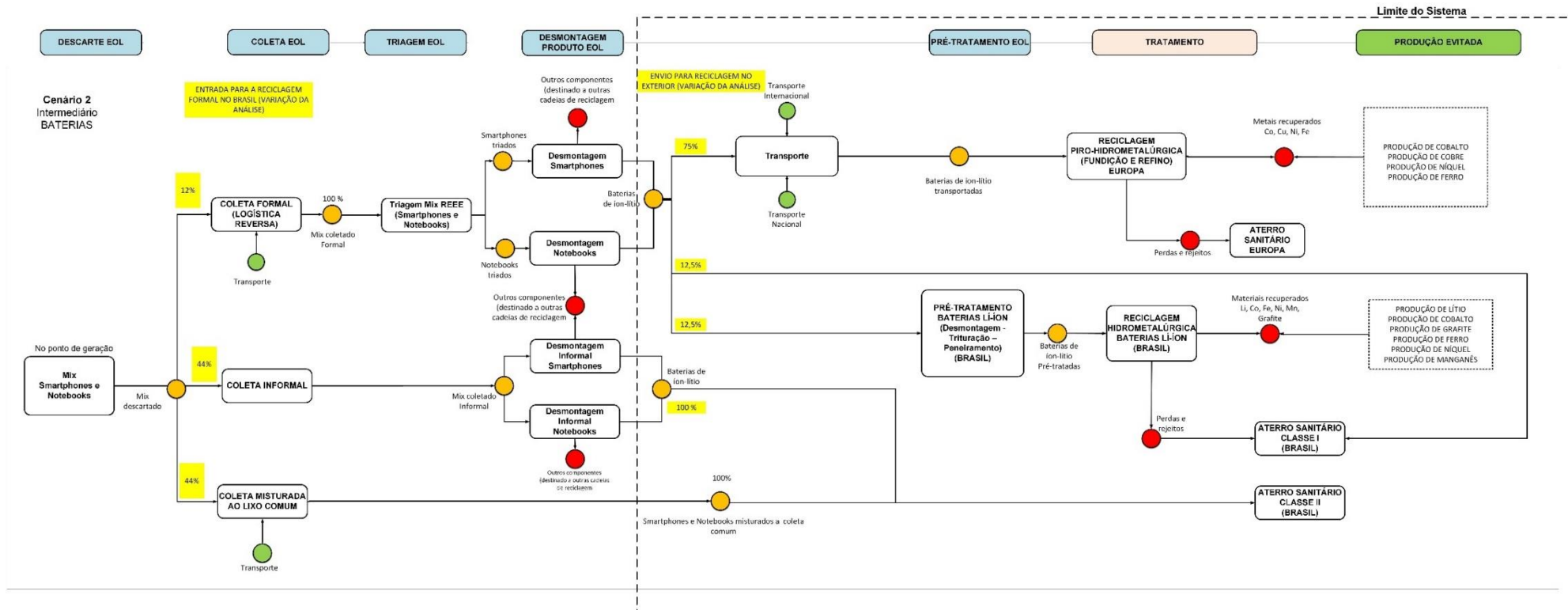
Os fluxogramas dos processos incluídos e o fluxo do tratamento de resíduos LIBs avaliados em cada cenário são apresentados na Figura 3, Figura 4, Figura 5 e Figura 6.

Figura 3 – Fluxograma do Cenário 1 para reciclagem de LIBs.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

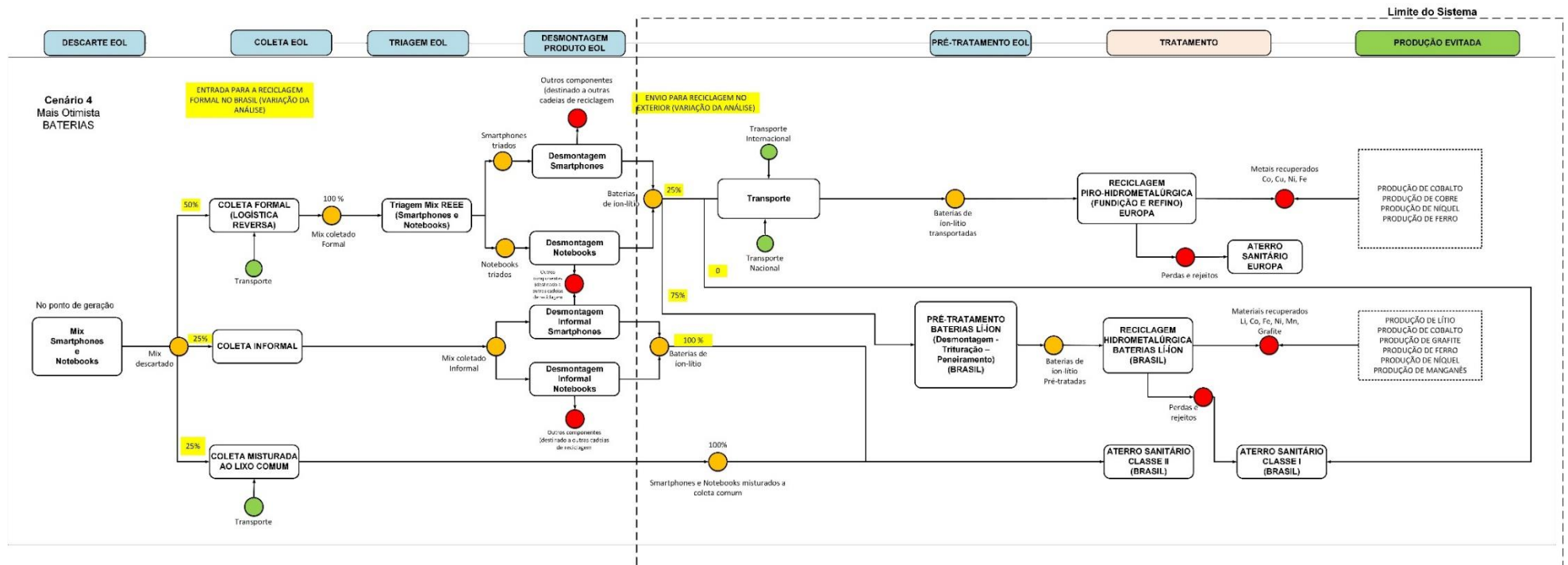
Figura 4 – Fluxograma do Cenário 2 para reciclagem de LIBs.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).



Figura 6 – Fluxograma do Cenário 4 para reciclagem de LIBs.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

### 3.3.4 Análise de Inventário

A elaboração do inventário do ciclo de vida seguiu uma estrutura Atribucional. Diversos tipos de dados (primários e secundários) e fontes de dados serviram de base para o mapeamento dos fluxos elementares, de produtos, resíduos e emissões dos processos modelados. Dados primários, literatura, manuais técnicos, patentes, bancos de dados de inventários de LCA e estequiometria foram utilizados para a construção do inventário. A Tabela 3 exemplifica os principais tipos e fontes de dados do projeto, para cada processo de reciclagem investigado.

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

<b>Processo de reciclagem</b>	<b>Fontes de dados</b>	<b>Tipo de dado</b>	<b>Descrição dos dados</b>
Reciclagem Exterior	Ecoinvent v. 3.6 (Fischer et al., 2006)	Secundário	Processos de reciclagem piro-hidrometalúrgica na planta de reciclagem localizada na Europa
Reciclagem Exterior	Rajaeifar et al., 2021	Secundário	Dados sobre taxa de reciclagem de metais recuperados na piro-hidrometalurgia (Cu, Co, Ni, Fe)
Reciclagem Baterias de íons de lítio (BR)	CTI Patente/experimentos de laboratório	Primário/ Secundário	Fluxos de entrada e saída (balanço de massa) de insumos, água, eletricidade, resíduos sólidos e efluentes para o processo hidrometalúrgico para 1t
Reciclagem Baterias de íons de lítio (BR)	Ecoinvent v.3.6	Secundários	Produção dos insumos químicos, mix de eletricidade {BR}
Reciclagem Baterias de íons de lítio (BR)	Literatura Estimativas	Secundários	Rendimentos de lixiviação/recuperação de metais / Consumo de eletricidade de equipamentos

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Os dados para o processo de reciclagem das baterias de íons de lítio no Brasil, através da tecnologia hidrometalúrgica, foram coletados a partir de uma parceria de pesquisa com o Centro de Tecnologia da Informação Renato Archer (CTI) - Campinas/SP, em cuja patente

constam os principais dados de fluxos de massa e energia dos processos unitários (European Patent EP 2 450 991 B1-2011). Dados primários de experimentos em laboratório executados pelo CTI também foram fornecidos. A caracterização do pó eletrolítico, com a quantidade de metais e a taxa de recuperação de metais da lixiviação utilizando glicose, foram obtidos da literatura (Granata et al., 2012; Pagnanelli et al., 2017). As emissões para o ar de material particulado fino dos processos de trituração e esmagamento foram derivadas da literatura (Costa, 2010). As emissões para a água foram estimadas com base em cálculos estequiométricos.

Os dados para os processos de reciclagem dos resíduos no exterior são coletados no banco de dados Ecoinvent v.3.6 e literatura. O processo de reciclagem de LIBs no exterior foi modelado com os processos disponíveis no banco de dados do Ecoinvent, os inventários disponíveis utilizam dados de (Fischer et al., 2006). O processo pirometalúrgico foi editado para incluir a etapa subsequente da hidrometalurgia. Os materiais recuperados e as taxas de recuperação foram adaptados de (Rajaeifar et al., 2021). A adaptação foi necessária, pois o processo disponível no Ecoinvent é modelado com dados mais antigos (2006), onde o manganês, ao invés do níquel, era recuperado, o que não reflete as operações atuais (Harper et al., 2019; Jin et al., 2022).

Os dados sobre a produção dos insumos químicos, a geração de energia, disposição em aterro, tratamento de água e transporte também são coletados no banco de dados Ecoinvent v.3.6. As distâncias de transporte internacional (transporte marítimo) são estimadas utilizando ferramentas geoespaciais disponíveis na internet (9.361 km – distância do porto de Santos até o porto de Le Havre - França) (Google Maps, 2022). A distância média de transporte rodoviário de cidades do estado de São Paulo até o porto de Santos 200 km é coletada da literatura (Rocha & Penteadó, 2021). A Tabela 4 apresenta o inventário do ciclo de vida normalizado para 1t.

Para a modelagem do sistema de produto, acesso ao banco de dados secundários Ecoinvent e a execução da avaliação dos impactos ambientais utilizou-se o *software* SimaPro Faculty, versão 9.1.1.1. O *software* SimaPro é um dos sistemas de apoio a modelagem de LCA mais utilizados em todo o mundo (Pre Sustainability, 2022).

Tabela 4 - Inventário do Ciclo de Vida para reciclar 1t pela tecnologia hidrometalúrgica BR.

<b>ENTRADAS</b>				
<b>Recurso/Material</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>	<b>Premissas</b>	<b>Processo SimaPro</b>
Células LIBS	1	t	1 t de <b>células</b> LIBs inteiras entrando no sistema de tratamento	Scrap Lithium-Ion battery CELLS {GLO}  scrap lithium-ion, cut-off   Cut-off, U
(Reagente) Ácido Sulfúrico (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	0,707	t	Para cada 1 kg de material eletrolítico entrando na etapa hidrometalúrgica é necessário 1.4 kg de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> - No balanço de massa entram 505,24 kg (0,50524 t) no processo hidrometalúrgico, referentes à fração fina (<0,6 mm)	Sulfuric acid {RoW}  production   Cut-off, U
(Redutor) <b>Glicose</b>	0,091	t	Para cada 1 kg de material eletrolítico entrando na etapa hidrometalúrgica são necessários 180g de Glicose (Para 505,24 kg é necessário 90,91 kg)	Glucose {RoW}  glucose production   Cut-off, U
Carbonato de sódio (Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> )	0,138	t	Utilizado na precipitação do carbonato de lítio - Para cada 1 kg de material necessita-se de 7,63 kg de Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	Calcium chloride {RoW}  soda production, solvay process   Cut- off, U
Hidróxido de sódio (NaOH)	0,070	t	Utilizado na precipitação de lama ferrosa (43,18 g/kg de material) e hidróxidos mistos (431 g/kg de material) - para cada 1mol de material de entrada necessita-se de 2mols de NaOH (1:2)	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO}  market for   Cut-off, U

Água	1.167,00	L	Etapas de lixiviação e precipitação e lavagem dos moinhos uma vez por semana. Para a lixiviação e precipitação necessita-se de 1,320 L por kg de pó eletrolítico. Para a lavagem dos moinhos 1x/semana estima-se que se consomem 250L por lavagem de (25 L/minuto) uma vez na semana.	Tap water {BR}  market for tap water   Cut-off, U
Energia processo de esmagamento	20,88	kWh	Moinho de Facas Fragmaq-FT-150 (Valor da potência dado em CV no manual do moinho (20CV) - cálculo do consumo realizado por meio da conversão de CV para W (1CV=735.5W) - Cálculo (20x735.5=14.710W) - Após conversão de W em kWh (14.710W/1000=14,71kWh) - Cálculo do consumo de energia feito pelo tempo de operação e rendimento do moinho. Rendimento (700 kg/h) (Rendimento médio do moinho, retirado do site do fabricante) - Para 1 t (14,71 kWh x 1h25m (1.42 h))	Electricity, medium voltage {BR-South-eastern grid}  market for electricity, medium voltage   Cut-off, U
Energia processo de trituração	242,72	kWh	Moinho de martelos - MMU350E - No manual há o consumo do alimentador (0,75 CV- 552 W) e do moinho (15 CV-11.032,5 W) - Cálculo conforme feito para o processo de esmagamento (convertendo CV em W e depois para kWh pelo tempo de operação para a quantidade que entra no moinho vinda da operação unitária anterior. A alimentadora funciona por <b>aproximadamente</b> 1 min (0,0166667 h) para a quantidade de (904,58 kg) (Características operacionais 70 t/h). O moinho tem capacidade para moer 40 kg/h - para moer 1 t o moinho opera 22h. Os consumos da alimentadora e do moinho foram somados (11,0325*22h+0,552kWh*0,016h)	Electricity, medium voltage {BR-South-eastern grid}  market for electricity, medium voltage   Cut-off, U

Energia processos de peneiramento	0,5016	kWh	<p>Peneiramento com peneira MAVI (1.150 agitações/min) operando por aproximadamente 10 minutos (<math>5.22 \text{ W} = 0,00522 \text{ kWh} \times 0,16666 \text{ h} = 0,88 \text{ kWh}</math>). Este processo tem como saída três frações (&lt;0,6mm, 0,6mm&gt;2mm, &gt;2mm), mas, como o foco do processo de reciclagem de LIBs é a fração fina (&lt;0,6mm), que é o conteúdo rico em metais, um procedimento de alocação baseado em massa foi utilizado para alocar a energia e impactos relacionados (58% para a fração &lt;0,6mm; 26% para a fração &gt;2,00; 16% para a fração 0,6mm-2mm) - Cálculos realizados com base na relação de massa saída dos processos. As proporções estão de acordo com Pagnanelli et al. (2017) - que realizaram testes de caracterização da moagem/trituração de resíduos LIBs. O tratamento da fração média e grossa, que é constituída principalmente de plásticos, papel e metais ferrosos provenientes do invólucro e coletores de corrente, não estão incluídos no limite do sistema.</p>	Electricity, medium voltage {BR-South-eastern grid}  market for electricity, medium voltage   Cut-off, U
Energia reator de lixiviação	12	kWh	<p>Para a quantidade lixiviada foram usados dados de capacidade de um reator da literatura (Rey et al., 2021) de <math>0,5\text{m}^3 = 500 \text{ L}</math>. Para a quantidade lixiviada necessita-se de acionamento do reator aproximadamente 2 vezes por 3h (<math>2\text{kWh} \times 3 \times 2 = 12\text{kWh}</math>)</p>	Electricity, medium voltage {BR-South-eastern grid}  market for electricity, medium voltage   Cut-off, U
Energia processos de precipitação	12	kWh	<p>Para a precipitação, o reator funciona em média 2h para cada etapa de precipitação (lama ferrosa, hidróxidos mistos, carbonato de lítio) - mesmo reator da lixiviação (<math>2\text{kWh} \times 2\text{h} \times 3 \text{ operações} = 12\text{kWh}</math>)</p>	Electricity, medium voltage {BR-South-eastern grid}  market for electricity, medium voltage   Cut-off, U

Energia para processos de filtração e evaporação	56,88	kWh	Para a filtração utiliza-se uma bomba a vácuo (0,18kWh) com capacidade de 2.4m <sup>3</sup> /h para cada um dos produtos, tempo aproximado de 1 minuto (0,003kWh) para as três filtragens). Para a evaporação utiliza-se uma estufa (1,58kWh) por 12h para cada um dos produtos. (1,58*12*3=56,88kWh)	Electricity, medium voltage {BR-South-eastern grid}  market for electricity, medium voltage   Cut-off, U
--	-------	-----	---	--

---

**SAÍDAS**

---

Emissões para o ar	Quantidade	Unidade	Premissas	Processo SimaPro
Eletrólito	60,66	kg	Assume-se que a massa referente ao eletrólito e solventes é evaporada no primeiro processo de esmagamento. Assume-se que não há nenhuma emissão atmosférica do eletrólito, pois há um filtro de carvão ativado que retém os gases nocivos emitidos. Os impactos relacionados à produção e descarte do filtro de carvão estão fora do limite do sistema.	-
Material particulado	34,11	kg	Assume-se que 50% da perda total das operações de esmagamento e moinho são emitidos como material particulado fino <2,5 (3,70% é a perda total em massa para a fração que entra em cada moinho) - valor assumido da literatura (Costa, 2010).	Particulates, < 2.5 um
CO2	133,47	kg	Estimado por estequiometria: 1,47 kg de CO2 é emitido por cada kg de glicose utilizada na lixiviação.	Carbon dioxide
Vapor de água	0,56	m3	Vapor emitido nos processos	Water/m3

---

Resíduos (sólido/líquido)	Quantidade	Unidade	Premissas	Processo SimaPro
Resíduos sólidos (papéis, plásticos e metais ferrosos)	365,87	kg	Resíduos da etapa de peneiramento (fração média e grossa) - destinados a aterro sanitário Classe I.	Dividido em: Inert waste {RoW}  treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U / Waste polyethylene {RoW}  treatment of waste polyethylene, sanitary landfill   Cut-off, U / Waste graphical paper {RoW}  treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U
Resíduos da lavagem do moinho (água + sólidos suspensos de 50% da perda total em cada moinho)	534,11	kg	Assume-se que 50% da perda total das operações de esmagamento e trituração são retidos nas laterais dos moinhos (3,70% é a perda total em massa para a fração que entra em cada moinho) - valor assumido da literatura (Costa, 2010).	Fluxo final de resíduo: Sewage waste
Efluente líquido final	843,61	l	Efluente final do processo - perigoso. Neste caso o efluente foi caracterizado por estequiometria e as emissões para a água foram contabilizadas. O tratamento do efluente não está incluído no limite do sistema, apenas um tratamento de rede pública de tratamento de águas residuais.	Wastewater, average {CH}  treatment of, capacity 1.1E10l/year   Cut-off, U

<b>Emissões para a água</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>	<b>Premissas</b>	<b>Processo SimaPro</b>
Mn	0,0203	kg		Manganese
Co	0,0045	kg		Cobalt
Li	0,0007	kg		Lithium
Ni	0,0049	kg	Estimadas mediante cálculos estequiométricos e revisão da literatura (Pagnanelli et al., 2017; Aaltonen et al., 2017). Cálculos estequiométricos no Apêndice G.	Nickel
Na	64,2	kg		Sodium
SO4	136,7	kg		Sulfate
<b>Produtos</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>	<b>Premissas: Produto evitado (1:1)</b>	<b>Processo SimaPro</b>
Grafite	252	kg	Assume-se que o grafite recuperado evita a produção de grafite natural - não necessariamente voltado para a fabricação das baterias, pois pode conter impurezas - mas pode ser aplicado em outras indústrias com menor exigência de pureza.	Graphite {RoW}  production   Cut-off, U
Fe2O3	10	kg	Assume-se que a hematita recuperada evita a extração e beneficiamento do minério de ferro.	Iron ore, beneficiated, 65% Fe {RoW}  iron ore beneficiation to 65% Fe   Cut-off, U

Hidróxidos (159,08 kg Hidróxidos mistos: 18,7kg Mn, 112kg Co, 28,2kg Ni)	159,08	kg	Assume-se que os hidróxidos mistos evitam a extração e beneficiamento de seus respectivos minérios. Alguns estudos apontam que esse material também poderia ser ressinterizado com carbonato de Li e voltar a ser material precursor para baterias de íons de lítio - entretanto necessita-se de uma etapa de ajuste do material (não considerada neste estudo).	Nickel, 99.5% {GLO}  nickel mine operation, sulfidic ore   Cut-off, U / Cobalt {GLO}  production   Cut-off, U / Manganese {RoW}  production   Cut-off, U
Carbonato de Li (Li <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> )	18,66	kg	Assume-se que o material recuperado evita a extração e beneficiamento de carbonato de Li em salmouras.	Lithium carbonate {GLO}  production, from concentrated brine   Cut-off, U

---

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

### 3.3.5 Avaliação de impactos

A avaliação dos potenciais impactos ambientais foi realizada com o método de avaliação de impacto *Recipe 2016* (H), no nível *Midpoint* (Huijbregts et al., 2017), incluindo as 18 categorias de impactos ambientais (Tabela 5). A avaliação no nível de *Midpoint* foi escolhida para que as cadeias de causa e efeito dos impactos ambientais fossem mais bem compreendidas (EC-JRC, 2010). A avaliação dos impactos no nível *Midpoint* possui menos incertezas associadas aos mecanismos ambientais, quando comparado a análise *Endpoint* (Huijbregts et al., 2017; Mulya et al., 2022).

Tabela 5 - Categorias de impacto *Midpoint* - Método *Recipe 2016* (H).

<b>Categoria de impacto <i>Midpoint</i></b>	<b>Indicador</b>	<b>Fator de caracterização <i>Midpoint</i></b>	<b>Unidade de medida</b>
Mudanças Climáticas	Aumento do forçamento radiativo infravermelho	Potencial de aquecimento global (PAG)	kg CO 2-eq para o ar
Depleção do ozônio	Diminuição do ozônio estratosférico	Potencial de destruição do ozônio (DOe)	kg CFC-11-eq para o ar
Radiação ionizante	Aumento da dose absorvida	Potencial de radiação ionizante (RI)	kBq Co-60-eq para o ar
Formação de partículas finas	Aumento do consumo de PM2.5 da população	Potencial de formação de material particulado (FMPF)	kg PM2,5-eq para o ar
Formação de oxidante fotoquímico: ecossistemas terrestres	Aumento do ozônio troposférico	Potencial de formação de oxidante fotoquímico: ecossistemas (PFOFE)	kg NOx-eq para o ar
Formação de oxidante fotoquímico: saúde humana	Aumento da ingestão de ozônio troposférico	Potencial de formação de oxidante fotoquímico: humanos (PFOFH)	kg NOx-eq para o ar
Acidificação terrestre	Aumento de prótons em solos naturais	Potencial de acidificação terrestre (PAT)	kg SO 2-eq para o ar
Eutrofização de água doce	Aumento de fósforo na água doce	Potencial de eutrofização de água doce (PEAD)	kg P-eq para água doce
Toxicidade humana: câncer	Aumento do risco de incidência de doenças cancerígenas	Potencial de toxicidade humana (PTHc)	kg 1,4-DCB*-eq para o ar urbano
Eutrofização Marinha	Aumento de nitrogênio na água marinha	Potencial de eutrofização marinha	kg N eq
Toxicidade humana: não câncer	Aumento do risco de incidência de doenças não cancerosas	Potencial de toxicidade humana (PTHnc)	kg 1,4-DCB-eq para o ar urbano

Ecotoxicidade terrestre	Aumento de risco ponderado em solos naturais	Potencial de ecotoxicidade terrestre (PET)	kg 1,4-DCB-eq para solo industrial
Ecotoxicidade de água doce	Aumento ponderado de risco na água doce	Potencial de ecotoxicidade de água doce (PEAD)	kg 1,4-DCB-eq para água doce
Ecotoxicidade marinha	Aumento de risco ponderado na água do mar	Potencial de ecotoxicidade marinha (PEM)	kg 1,4-DCB-eq para água do mar
Uso da terra	Ocupação e transformação da terra integrada ao tempo	Potencial de ocupação de terras agrícolas (POTA)	m <sup>2</sup> × yr terras cultiváveis-eq anual
Consumo de água	Aumento do consumo de água	Potencial de consumo de água (PCA)	m <sup>3</sup> água-eq consumida
Escassez de recursos minerais	Aumento de minério extraído	Potencial excedente de minério (PEM)	kg Cu-eq
Escassez de recursos fósseis	Valor de aquecimento superior	Potencial de combustível fóssil (PCF)	kg óleo-eq

\*Diclorobenzeno. Fonte: Fonte: Elaborada pela autora (2022) a partir de Huijbregts et al. (2017).

### 3.3.6 Interpretação

A fase de interpretação apresenta uma avaliação crítica dos resultados, elaborando conclusões e recomendações sobre os principais pontos de impactos ambientais por processo, os benefícios oriundos da produção evitada, bem como a identificação do melhor e pior cenário para gestão dos resíduos de LIBs gerados nos Brasil. Possíveis alternativas para melhoria do perfil ambiental são recomendadas. Análises de sensibilidade e incerteza foram conduzidas para aumentar a compreensão e confiabilidade dos resultados (Laurent et al., 2020).

### 3.3.7 Premissas e limitações

Algumas suposições e limitações importantes devem ser levadas em consideração ao interpretar as conclusões do estudo:

- Os cenários desenhados neste estudo seguiram uma abordagem escalonada, porém, algumas premissas assumidas, como a quantidade de resíduos coletadas em cada canal de coleta, bem como as quantidades enviadas ao exterior podem estar super ou subestimadas, devido à ausência de dados;
- O uso de dados internacionais para a produção de insumos, aterro e tratamento de água, devido à falta de dados representativos brasileiros, pode levar a incertezas nos resultados quanto à adequação à realidade local;

- As eficiências das etapas de pré-tratamento e lixiviação, bem como a taxa de recuperação dos metais foram derivadas da literatura;
- As emissões diretas do processo hidrometalúrgico brasileiro foram estimadas por cálculos estequiométricos, o que pode gerar incerteza quanto aos rendimentos de extração e precipitação de metais, bem como da quantidade de metais emitidos para a água;
- A emissão de material particulado foi estimada com base na literatura (Costa, 2010), e pode estar sujeito a incertezas.
- A infraestrutura não é considerada no modelo;
- Assume-se que a qualidade dos metais recuperados é equivalente à dos metais produzidos na cadeia primária, os metais recuperados substituem em uma taxa de 1:1 os metais virgens. Os processos evitados foram definidos a partir da literatura e do estudo de quais processos na cadeia *upstream* os metais recuperados poderiam realmente evitar. Entretanto, o deslocamento pode estar sujeito a diversas incertezas devido às flutuações de mercado (Ekvall et al., 2021);
- Apesar de comunicação com entidades do setor de coleta de resíduos de pilhas e baterias no Brasil apontarem a Coréia do Sul como o maior destino atual para a reciclagem das LIBs coletadas no Brasil, dados de processos de reciclagem ocorridas nesse país não foram encontrados no banco de dados Ecoinvent. O processo disponível é representativo da França - Planta Recupyl (Fischer, 2006) sendo este utilizado na modelagem da reciclagem no exterior.
- O processo pirometalúrgico disponível no banco de dados Ecoinvent foi editado para incluir um tratamento adicional hidrometalúrgico, visando a equivalência funcional da comparação. No entanto, os dados podem estar sujeitos a incerteza devido à temporalidade, pois são referentes a 2006.
- A exclusão da fronteira do sistema dos processos de coleta, triagem e desmontagem dos produtos completos também pode ser considerada uma limitação, pois encargos ambientais significativos podem advir destas etapas.

#### **4 Resultados e discussão**

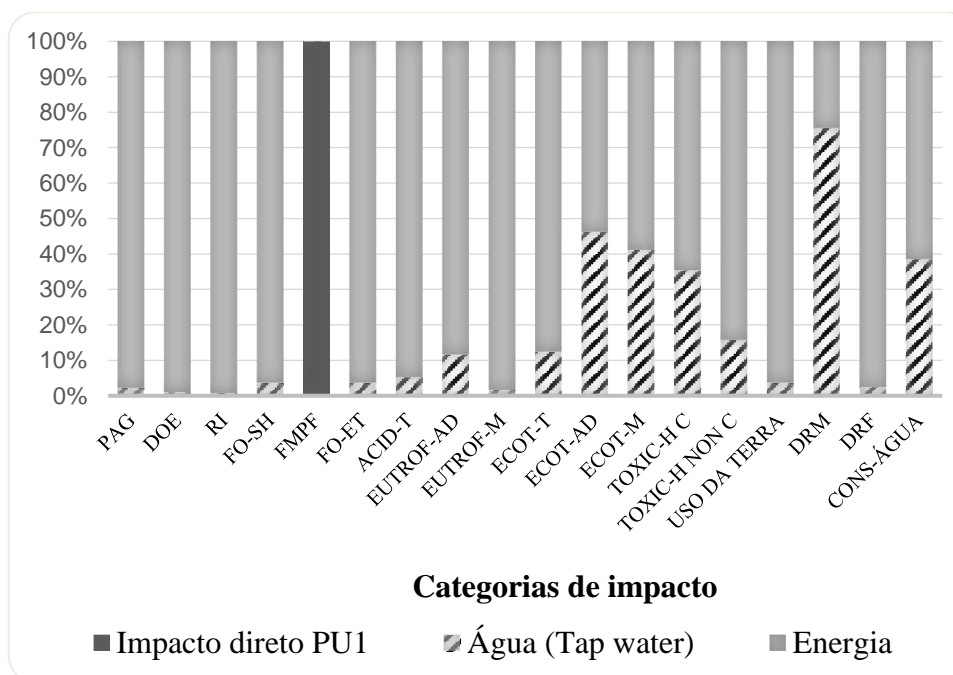
Os resultados são apresentados em três etapas. Primeiro, é apresentada a análise de contribuição dos processos individuais de cada tecnologia de reciclagem, com base na reciclagem de 1t (Seção 4.1). Em seguida, os cenários desenvolvidos são avaliados com base

em fluxo de referência único de 1t (Seção 4.2). Por último, apresenta-se os resultados da avaliação de impactos para os quatro cenários desenvolvidos, mas com base no fluxo total de resíduos gerados em cada ano (Seção 4.3).

#### 4.1 Análise de contribuição das tecnologias de reciclagem

A Figura 7 apresenta os resultados dos impactos do processo de esmagamento (PU1). A produção do mix de eletricidade, utilizada para a operação do moinho, é a maior contribuinte em 17 das 18 categorias. A produção de água, utilizada na lavagem das partículas que se aderem à superfície do moinho é a segunda maior contribuinte para 17 das 18 categorias de impacto. Para a categoria de Formação de Material Particulado Fino, o processo de esmagamento é o maior contribuinte, com 100% do impacto derivado das emissões diretas de partículas finas. A produção de eletricidade contribui quase com 100% do impacto para as categorias PAG, DOE, RI, FO-SH, FO-ET, ACID-T. Os impactos da produção da água são principalmente para a categoria de depleção de recursos minerais-DRM, devido ao uso de sulfato de alumínio e cobre no tratamento de água na planta municipal.

Figura 7 - Análise de contribuição processo de esmagamento.



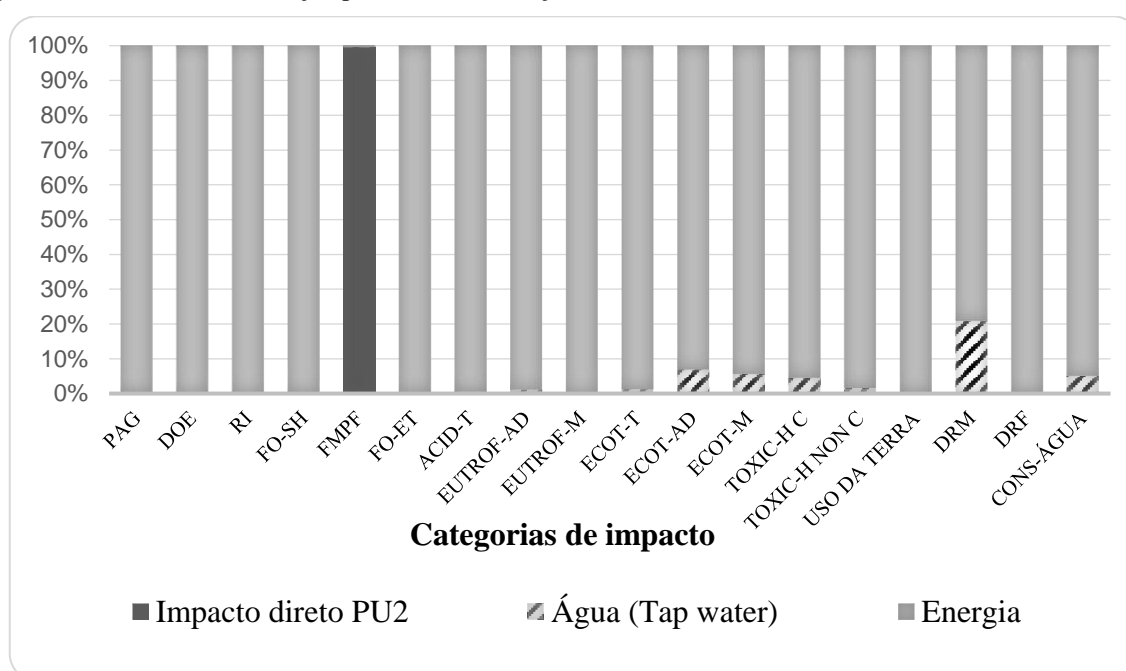
**Categorias de impacto:** PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Eossistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha;

ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Para o processo de trituração (PU2) o perfil é semelhante ao processo anterior. O consumo de eletricidade para operação do moinho de trituração é a principal contribuinte para os impactos em 17 de 18 categorias. O total da emissão da categoria FMPF é das emissões de particulados finos <2.5 microns do processo. A Figura 8 apresenta as contribuições do processo de trituração.

Figura 8 - Análise de contribuição processo de trituração.



**Categorias de impacto:** PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Ecosistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

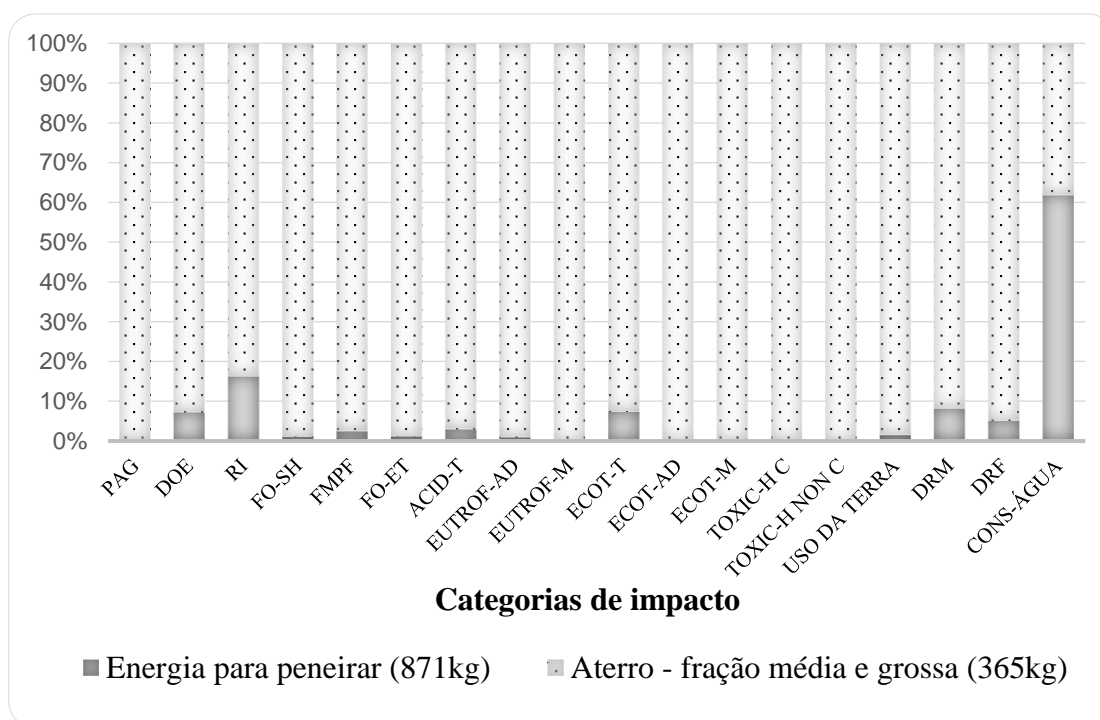
Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Os impactos do processo de esmagamento e trituração são principalmente derivados dos sistemas auxiliares, que fornecem energia e água para o sistema. O controle das emissões do

FMPF é uma prioridade para o desenvolvimento da planta industrial de reciclagem no Brasil. A utilização de mecanismos que filtrem as emissões de particulados e o uso de equipamentos com eficiência energética aumentada e maiores rendimento t/h deve melhorar o perfil ambiental da operação de esmagamento.

A análise de contribuição do processo de peneiramento (Figura 9) mostra que a destinação da fração média e grossa para o aterro é a principal responsável pelos impactos em 17 categorias. Na categoria de consumo de água, a produção de energia é a principal contribuinte. A recuperação de materiais da fração média e grossa, como plásticos e metais, pode reduzir os impactos ambientais associados ao processo de peneiramento no futuro.

Figura 9 - Análise de contribuição processo de peneiramento.

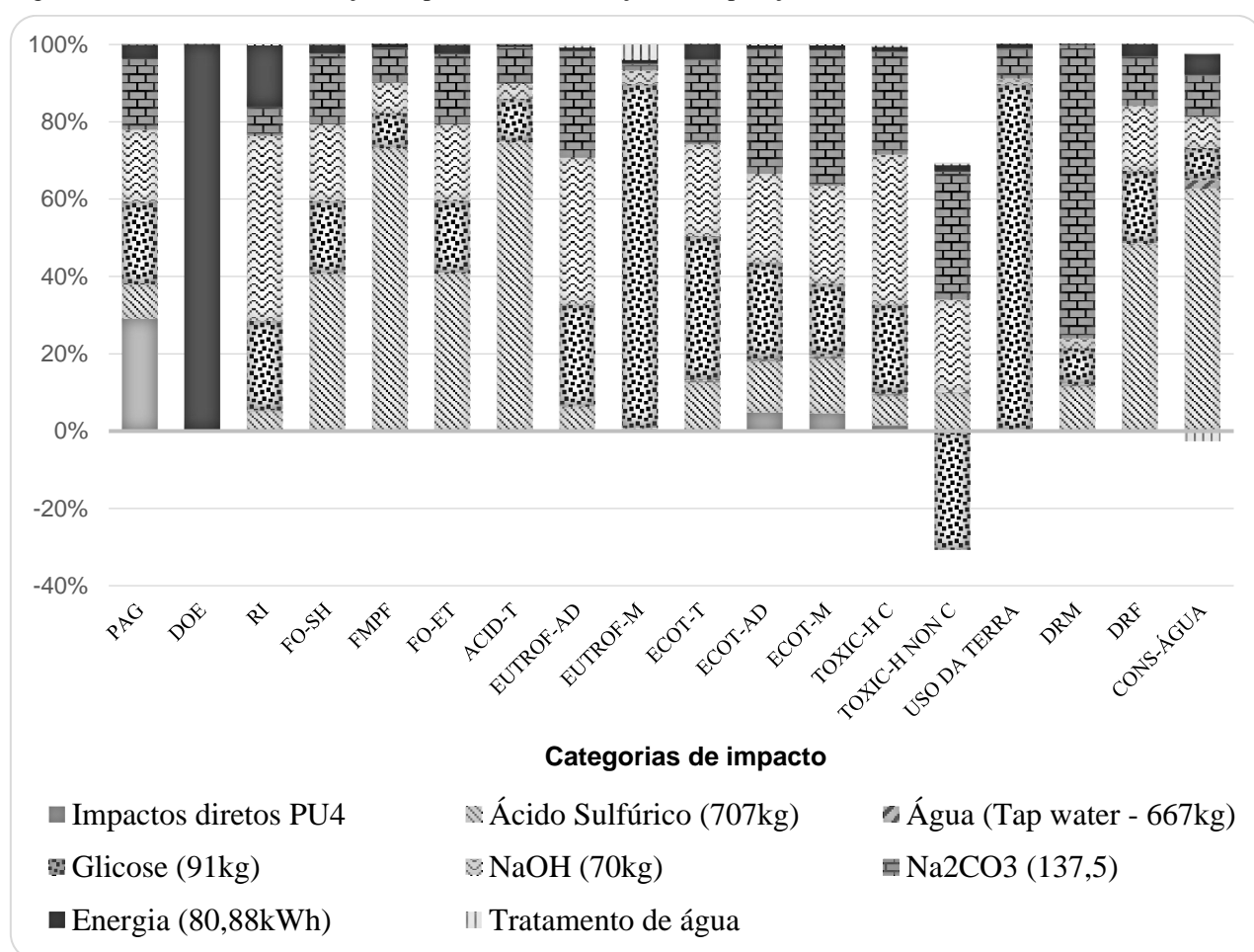


**Categorias de impacto:** PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Ecosistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

A análise de contribuição para as entradas do processo de lixiviação e recuperação dos materiais (PU4) é apresentada na Figura 10. Os principais contribuintes são a produção de insumos glicose, ácido sulfúrico, hidróxido de sódio e carbonato de sódio. O uso da glicose favorece o aumento dos impactos gerais, as emissões diretas de CO<sub>2</sub> do processo de lixiviação são derivados da oxidação da glicose no processo. Os insumos químicos também foram os principais contribuintes para os impactos na literatura, principalmente o ácido sulfúrico e hidróxido de sódio (Rinne et al., 2021). A glicose apresenta uma redução de impacto, valor negativo, na categoria de TOXIC-H NON C, pois o cultivo de milho captura metais como zinco e cobre do solo, portanto fornece um crédito ambiental.

Figura 10 - Análise de contribuição no processo de lixiviação e recuperação dos materiais.

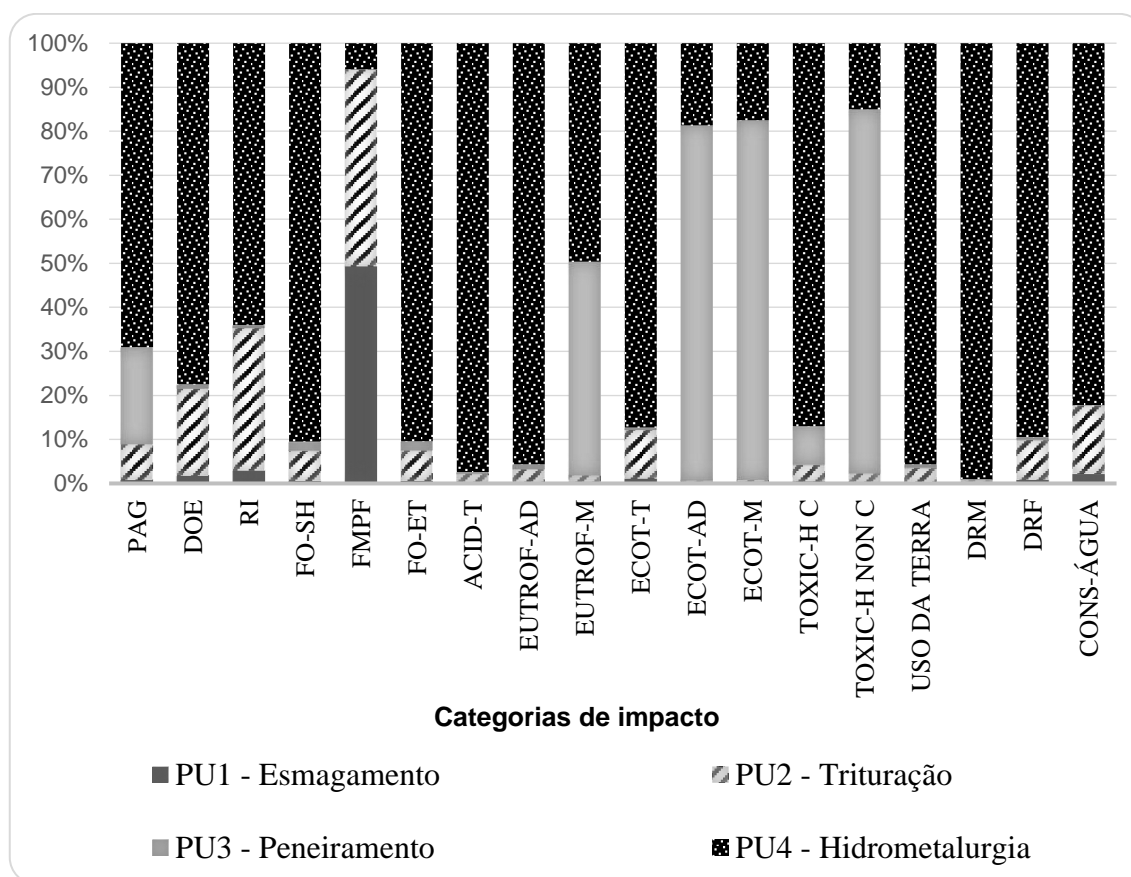


**Categorias de impacto:** PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Eossistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

A análise de contribuição geral para os impactos caracterizados da tecnologia hidrometalúrgica são mostrados na Figura 11. Os resultados aqui são apresentados com base na reciclagem de 1t de células LIBs. Os principais contribuintes para os impactos são os processos unitários de hidrometalurgia (PU4) e peneiramento (PU3). O processo PU4, referente à lixiviação, precipitação e recuperação final dos metais é o principal contribuinte para 13 das 18 categorias de impacto avaliadas (PAG, DOE, RI, FO-SH, FO-ET, ACID-T, EUTROF-AD, ECOT-T, TOXIC-HC, USO DA TERRA, DRM, DRF, CONS-ÁGUA). O processo PU3 é o principal contribuinte para 3 categorias (ECOT-AD, ECOT-M, TOXIC-H NON C). Para a categoria de Eutrofização Marinha (EUTROF-M) os processos PU3 e PU4 contribuem com 50% cada. Os processos unitários de esmagamento (PU1) e trituração (PU2) são os principais contribuintes para a categoria de Formação de Material Particulado Fino (FMPF), devido as emissões diretas dos processos. A lixiviação e recuperação de materiais no PU4 é a etapa que consome uma grande quantidade de produtos químicos e glicose, que possuem impactos significativos para a sua produção. A produção de ácido sulfúrico emite dióxido de enxofre e óxido de nitrogênio, que contribuem para a acidificação terrestre, formação de ozônio e emissões de material particulado. O uso da glicose como agente redutor implica em emissões de amônia, nitrato e óxido nitroso derivados do cultivo de milho para a produção de amido de milho. Essas substâncias contribuem para acidificação terrestre, eutrofização marinha, ecotoxicidade terrestre e depleção do ozônio estratosférico. O envio de materiais, como plásticos e metais ferrosos, para disposição final em aterros contribui para as categorias de ecotoxicidade marinha e de água doce, devido as emissões do aterro. O uso de carbonato de sódio, ácido sulfúrico e glicose contribui para a redução de recursos minerais. As emissões de CO<sub>2</sub>, Metano e óxido nitroso da produção de eletricidade, produção de milho e emissões diretas do processo são os principais contribuintes para a categoria de PAG, a produção da glicose é responsável por 21,4% das emissões de CO<sub>2</sub> da etapa de hidrometalurgia. Estes resultados estão de acordo com estudos anteriores que descobriram que os impactos do processo hidrometalúrgico são derivados principalmente de emissões indiretas da produção de insumos químicos e eletricidade (Mohr et al., 2020; Rinne et al., 2021).

Figura 11 - Análise de contribuição dos processos da rota hidrometalúrgica no Brasil.



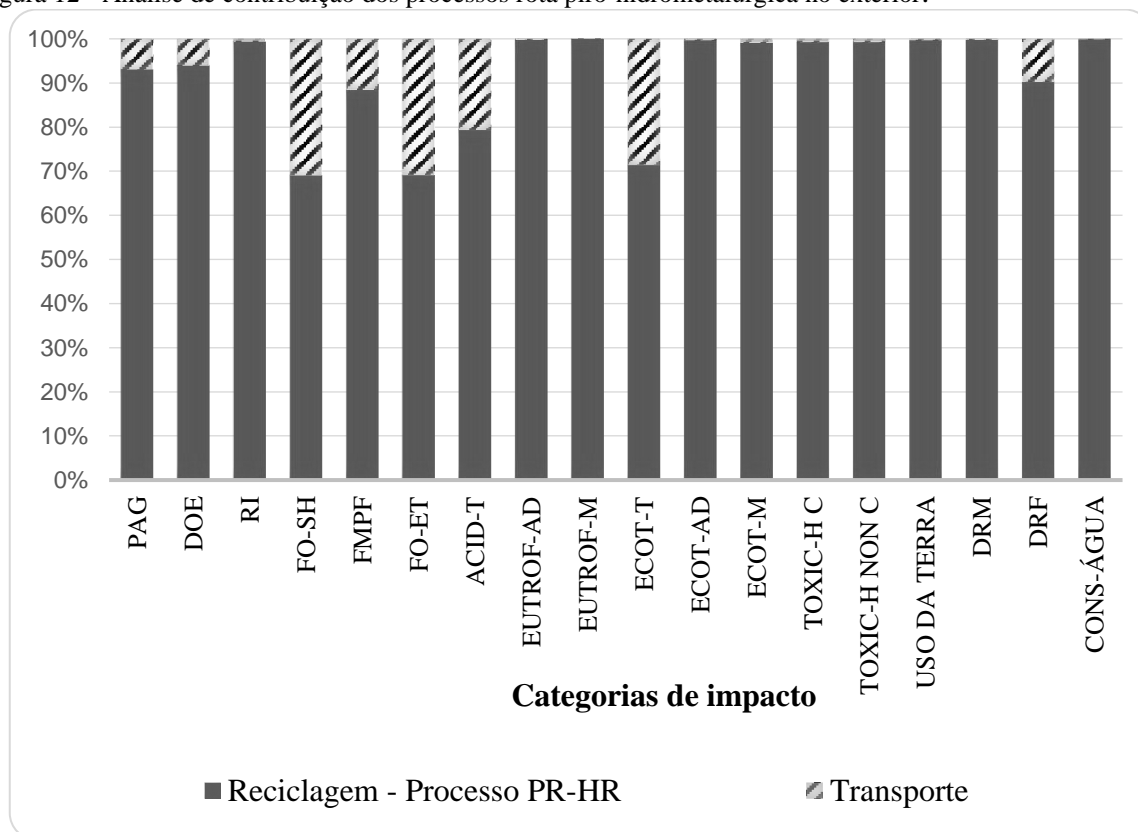
**Categorias de impacto:** PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Eossistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

A análise de contribuição dos impactos do processo piro-hidrometalúrgico modelado para a reciclagem no exterior é apresentada na Figura 12. Os resultados também são apresentados para o tratamento de 1t. Os impactos do processo piro-hidrometalúrgico são derivados principalmente das emissões indiretas da produção de eletricidade e insumos químicos e das emissões diretas da queima de materiais na etapa de fundição. As principais emissões são CO<sub>2</sub>, Metano, óxido nitroso, dióxido de enxofre e metais pesados. A categoria de consumo de água também é significativa, pois tanto o processo pirometalúrgico quanto o hidrometalúrgico consomem altos volumes de água. O processo de fundição pirometalúrgico

gera uma grande quantidade de emissões de gases de efeito estufa, devido a combustão dos materiais e induz a maior quantidade de consumo de água, porque utiliza calcário que requer grande quantidade de consumo indireto de água (Yu et al., 2021). O transporte, rodoviário e marítimo, contribuem com até 30% dos impactos para as categorias (FO-SH, FO-ET, ECOT-T).

Figura 12 - Análise de contribuição dos processos rota piro-hidrometalúrgica no exterior.



**Categorias de impacto:** PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Ecosistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

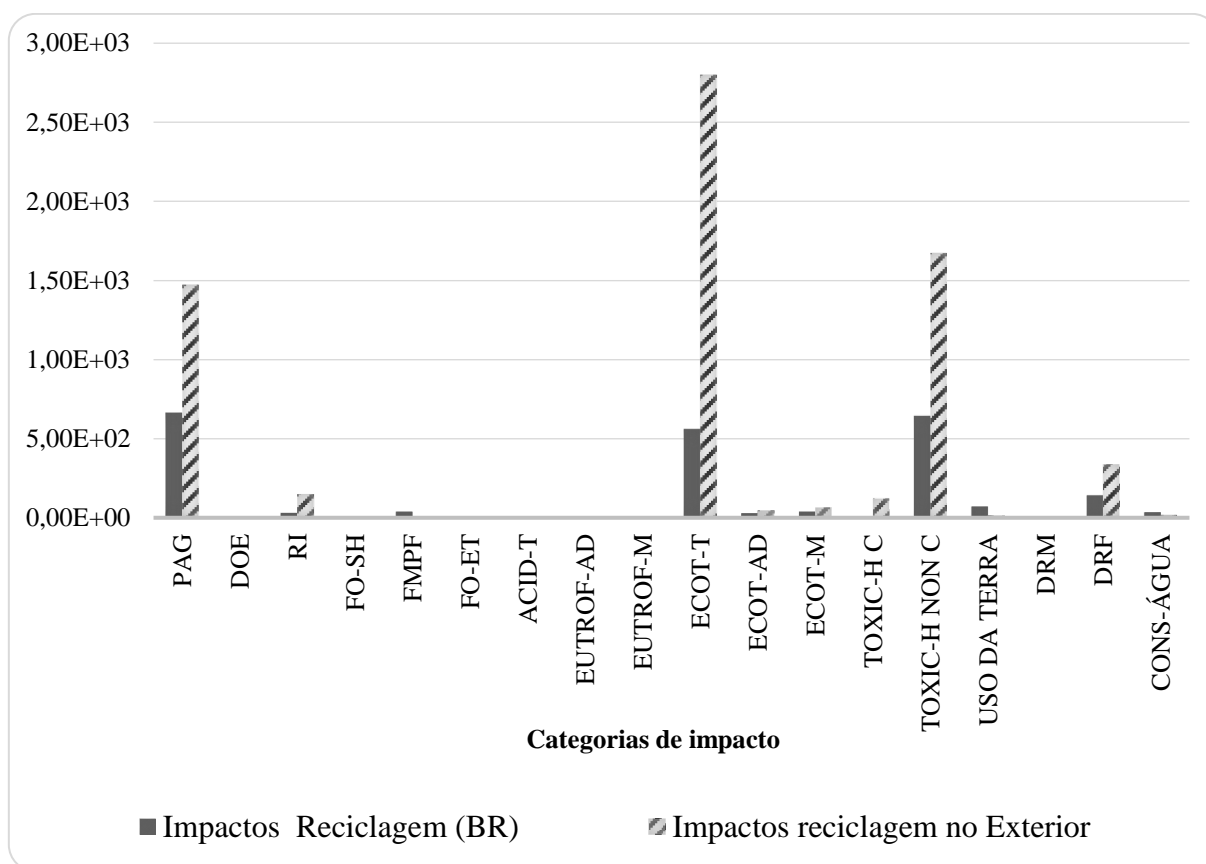
Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Uma comparação direta das categorias para as duas tecnologias é apresentada na Figura 13. Em geral, reciclar 1t de LIBs com a opção piro-hidrometalúrgica do exterior tem maiores impactos ambientais em 14 categorias. Por exemplo, para a categoria de PAG, a opção do exterior emite 1.472 kg de CO<sub>2</sub>-equiv por tonelada de LIBs recicladas, sendo 45% mais

impactante que a tecnologia hidrometalúrgica do Brasil, que emite 663 kg de CO<sub>2</sub>-equiv por tonelada de LIBs recicladas. Esse resultado é explicado pelo fato de a reciclagem com tecnologias pirometalúrgicas consumir mais recursos para ser executada, principalmente recursos energéticos. A produção de eletricidade emite grandes quantidades de CO<sub>2</sub> e metano que são os principais gases de efeito estufa. A diferença pode ser explicada também pelo fato do mix energético brasileiro ser composto por mais energia renovável que a média global (Lima et al., 2019).

Para a categoria de ECOT-T a opção do exterior emite 2.800 kg 1,4-DCB, aproximadamente 80% mais impactante que a opção brasileira (559 kg 1,4-DCB). As emissões de mercúrio e cobre devido a produção de hidróxido de sódio por um processo de produção com células de mercúrio resultam em maiores impactos da pirometalurgia na categoria de ECOT-T. As contribuições para a categoria de TOXIC-NON C são derivadas das emissões de zinco, arsênico e chumbo do tratamento de resíduos de carvão utilizados na produção de eletricidade na Europa. A reciclagem no Brasil apresenta maiores impactos em 4 categorias (CONS-ÁGUA, ACID-T e FMPF e USO DA TERRA). Para as categorias de CONS-ÁGUA, ACID-T e FMPF, os maiores impactos são derivados do uso de ácido sulfúrico, pois a produção do ácido sulfúrico consome grandes quantidades de água e emite substâncias que contribuem para a acidificação terrestre e formação de particulados, como SO<sub>2</sub> e No<sub>x</sub>. Para a categoria DRM é devido a produção de carbonato de sódio. E, para a categoria USO DA TERRA o cultivo de milho para a produção de glicose.

Figura 13 – Comparação das tecnologias em cada categoria de impacto.



**Categorias de impacto:** PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Ecosistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

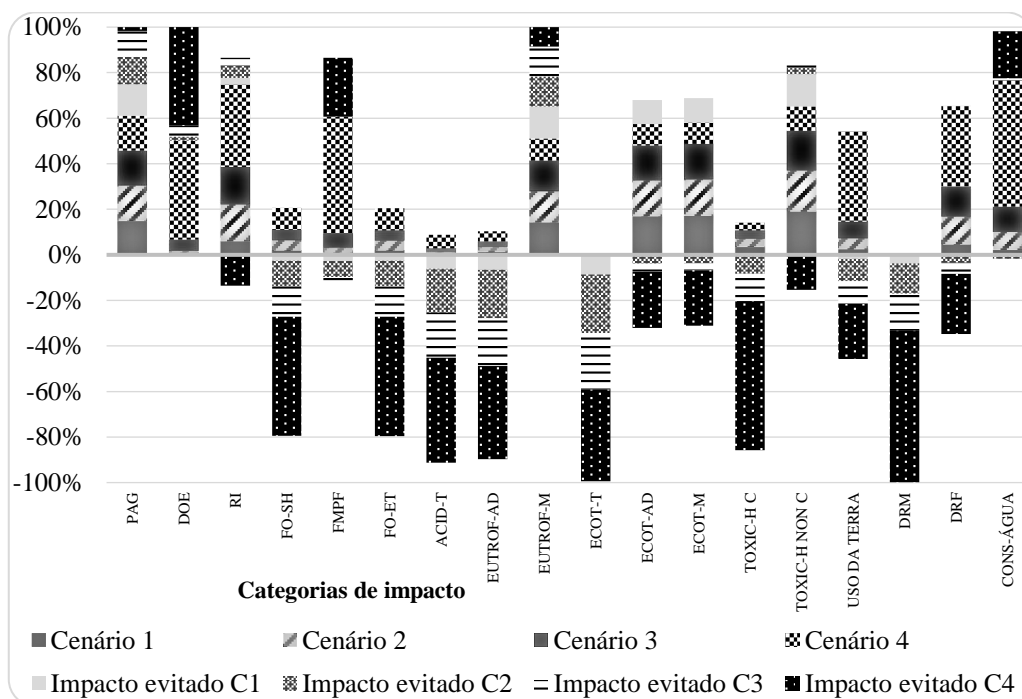
#### 4.2 Avaliação dos cenários com base em 1t de fluxo de referência

Os resultados da avaliação ambiental dos quatro cenários com o fluxo de referência de 1t são resumidos na Figura 14. A figura apresenta os desempenhos dos cenários já contabilizando o impacto evitado da recuperação de materiais em cada cenário. O cenário 1 apresenta o pior desempenho, devido à maior disposição em aterro dos resíduos, menor taxa de coleta pela LR e reciclagem no exterior. O cenário 4 é o que apresenta o melhor desempenho. A reciclagem de uma quantidade maior de resíduos pela tecnologia hidrometalúrgica do Brasil resulta em benefícios ambientais líquidos em 13 categorias de impactos, reduzindo os impactos ambientais de 20% a 70%, dependendo da categoria de impacto. Os resultados indicam que a

progressão da LR e redução da taxa de aterro melhora significativamente o perfil ambiental do gerenciamento de LIBs. Em avaliações anteriores de cenários para gerenciamento de resíduos, os cenários em que a maior parcela dos resíduos é destinada a aterros resulta em maiores impactos ambientais (Turner et al., 2016; Souza et al., 2016; Coelho & Lange, 2018). A disposição em aterro contribui principalmente para grandes emissões de gases de efeito estufa e maior impacto no aquecimento global (Turner et al., 2016; Jaafarzadeh et al., 2020).

Para algumas categorias ambientais não houve benefícios líquidos da reciclagem em nenhum cenário (PAG, EUTRO-M), no entanto, devido aos impactos evitados da produção dos metais, o desempenho final é considerado muito superior, pois as emissões totais são reduzidas em até 90% para o caso do cenário 4, reduzindo de 793kg de CO<sub>2</sub>-eq para apenas 84,86kg de CO<sub>2</sub>-eq. Para a eutrofização marinha (EUTROF-M) há uma redução total líquida em 12%. Para ver os valores completos da avaliação em cada categoria acesse o Apêndice D.

Figura 14 - Resultado da avaliação dos cenários com 1t de fluxo de referência.



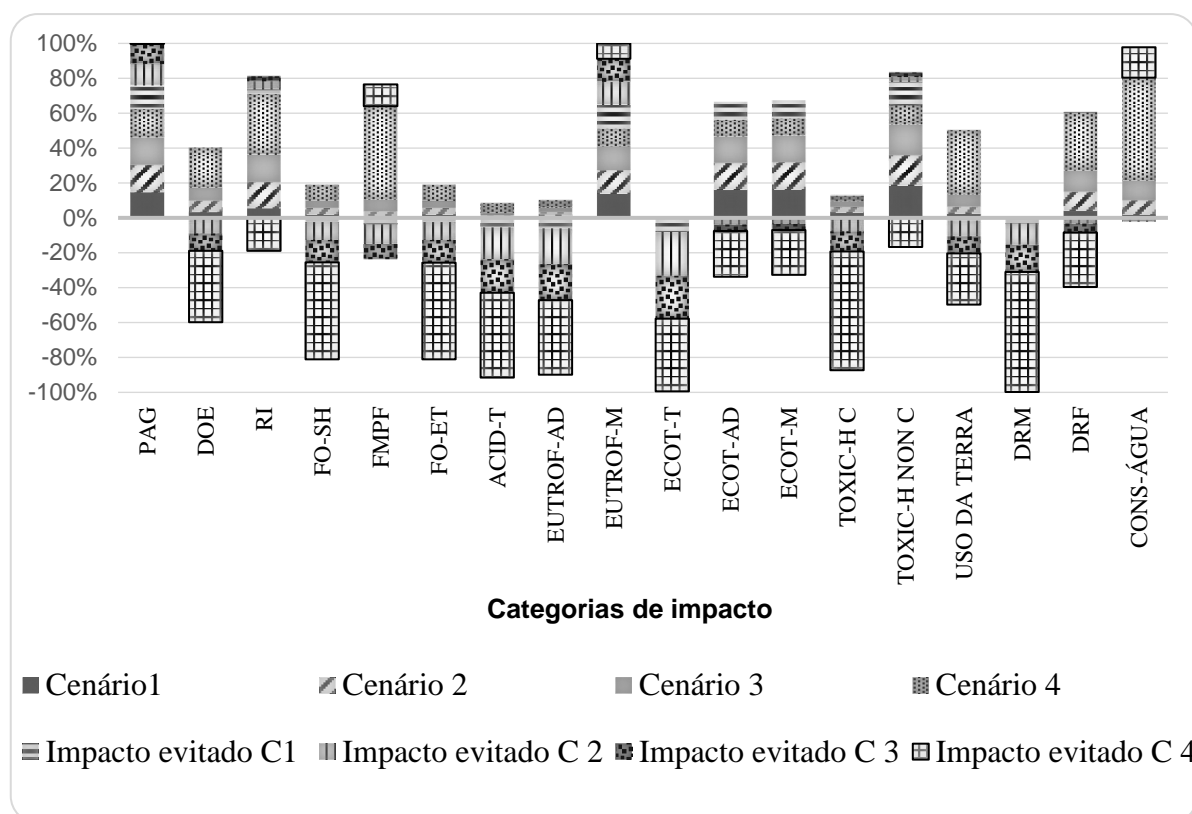
**Categorias de impacto:** PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Ecosistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

### **4.3 Avaliação com base no fluxo de referência de geração total em cada ano**

Os resultados da avaliação dos cenários com base na quantidade gerada por ano de resíduos LIBs no Brasil são mostrados na Figura 15. A proporção dos impactos e benefícios ambientais se mantém a mesma vista para 1t, isso quer dizer que a mudança de um fluxo de referência único para um fluxo de referência dinâmico, em que o fluxo de entrada se altera a cada ano, não mudou a proporção relativa dos impactos em cada categoria, mas apenas os valores absolutos. Geralmente a avaliação de cenários na gestão de resíduos utiliza uma mesma quantidade de fluxo de referência nos diferentes cenários analisados (Cherubini et al., 2009). Entretanto, aqui buscamos comparar os cenários com vista a capturar a evolução da LR, mesmo utilizando fluxos de referência diferentes, a função do sistema é a mesma. Um fluxo de referência variável foi utilizado para avaliar cenários de gestão de resíduos por (Arushanyan et al., 2017). A comparação entre os cenários com fluxos diferentes pode ser realizada, entretanto, o aumento dos benefícios da reciclagem, devido a maior quantidade de materiais recuperados, não deve servir de incentivo para o aumento da geração de resíduos. Para o objetivo deste estudo, o fluxo de referência variável fornece um quadro geral da progressão da LR, assumindo que os resíduos seriam destinados ao aterro sem esta opção. A classificação dos cenários se mantém, com o Cenário 1 representando o pior desempenho e o Cenário 4 o melhor desempenho geral.

Figura 15 – Avaliação dos cenários com base na quantidade gerada de resíduos por ano.



**Categorias de impacto:** PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Eossistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

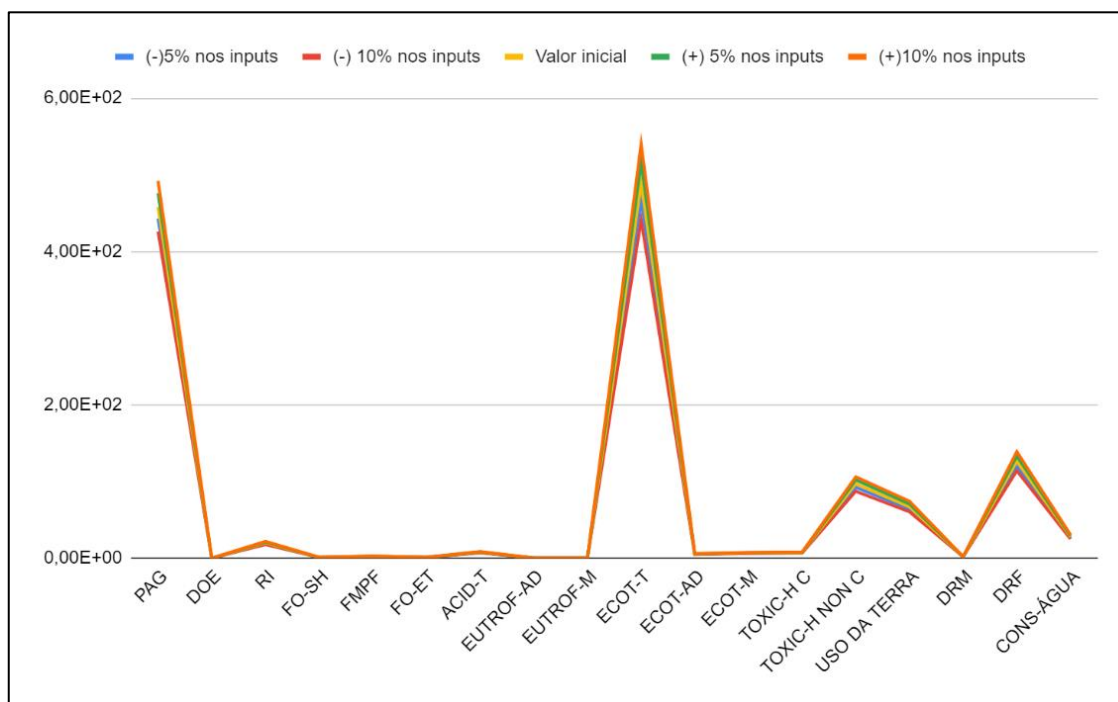
Os resultados indicam que é benéfico para o meio ambiente reciclar as LIBs no Brasil, desviando os fluxos do aterro. Se melhorias adicionais forem feitas no processo hidrometalúrgico, como a melhoria da eficiência da reciclagem, a redução do uso de produtos químicos, controle de materiais particulados e o uso de fontes de glicose advindas de resíduos agroindustriais, pode melhorar significativamente o perfil ambiental da reciclagem.

#### 4.4 Análise de sensibilidade

Para avaliar a robustez dos resultados, a análise de perturbação foi executada, primeiro uma perturbação de um input por vez e depois uma análise de perturbação global, com todos os inputs sendo variados conjuntamente (Laurent et al., 2020). Uma faixa de -5%/-10% e

+5%/+10% foi utilizada para a avaliação. Análise de sensibilidade do processo hidrometalúrgico, tanto individual quanto global, indica que uma variação de 5% a 10% nas entradas resulta em mudanças insignificantes nos resultados. Os resultados numéricos da análise de sensibilidade são apresentados no Apêndice F. A Figura 16 apresenta a mudança de valores nos resultados das categorias de impacto, de acordo com as faixas de variação assumidas.

Figura 16 – Resultados da variação nos inputs na etapa hidrometalúrgica.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Uma segunda análise de sensibilidade foi conduzida para avaliar quanto os resultados são sensíveis à taxa de eficiência da reciclagem ou a taxa de substituição assumida de 1:1. As taxas foram variadas até encontrar o ponto de equilíbrio, ou seja, onde os impactos da reciclagem superam os benefícios advindos da produção evitada (Rocha & Penteadó, 2021). A taxa de eficiência de recuperação é um parâmetro importante, pois diferentes tecnologias, qualidade do material de entrada e posterior uso dos materiais recuperados interferem no resultado do sistema de reciclagem (Rocha & Penteadó, 2021). Os sistemas que recuperam materiais reciclados são altamente sensíveis a taxa de substituição (Turner et al., 2015). As avaliações de sensibilidade indicaram que seria necessária uma redução de mais de 70% nas taxas de recuperação do material ou na taxa de substituição de todos os materiais para que os impactos do sistema de reciclagem superassem os benefícios. Os resultados da análise de

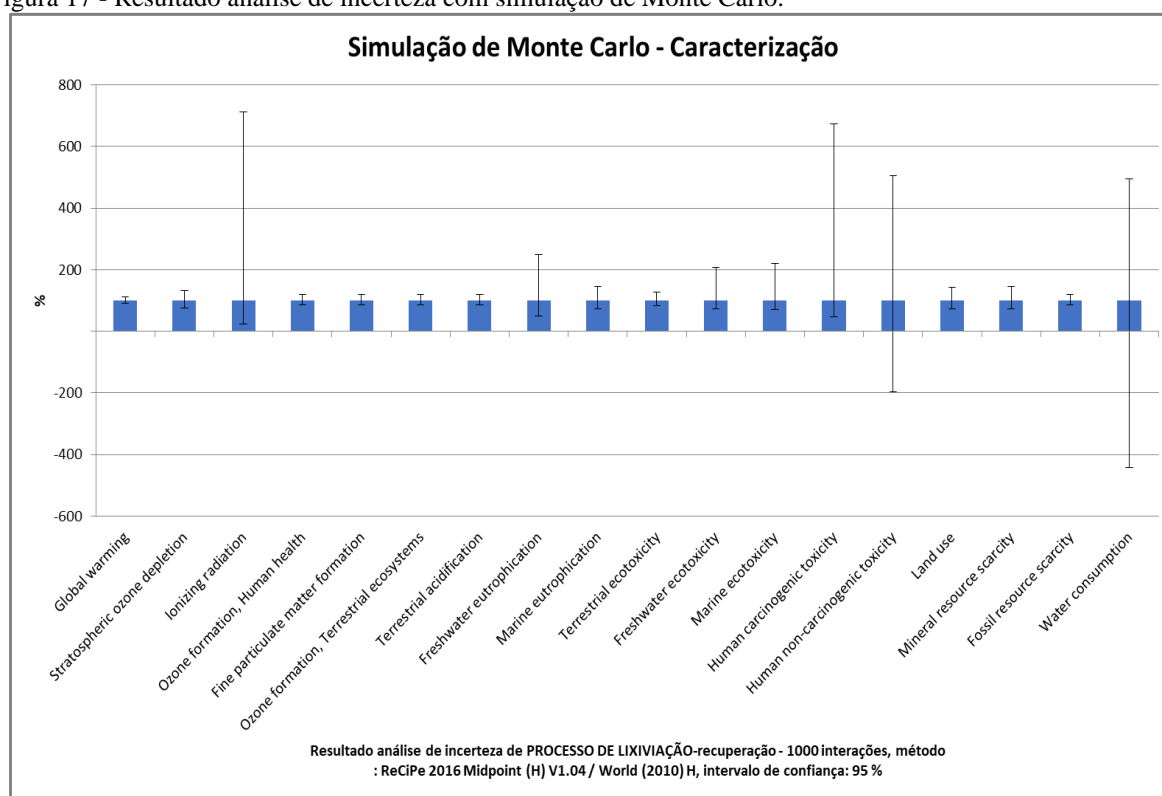
sensibilidade indicam que, para as LIBs, utilizar sistemas de reciclagem que permitam altas taxas de eficiência e pureza dos metais é um fator crítico para alcançar benefícios líquidos.

#### 4.5 Análise de incerteza

A análise de incerteza é importante em estudos de LCA, pois estima o grau de incerteza referente a parâmetros de entrada, melhorando a confiabilidade e representatividade dos resultados (Cellura et al., 2011). O método de simulação de Monte Carlo é um método de cálculo preciso, que usa distribuição de probabilidade para amostrar aleatoriamente variáveis incertas do modelo (Sun & Ertz, 2020). As principais incertezas de parâmetros referem-se a discrepâncias em dados, como dados imprecisos, incompletos, desatualizados ou ausentes (Cellura et al. 2011). Para estimar a incerteza relativa dos dados do modelo e implicações para os resultados, uma simulação de Monte Carlo de 1.000 interações foi executada no *software* SimaPro.

A Figura 17 apresenta a o resultado da análise de incerteza para os resultados da tecnologia hidrometalúrgica em cada categoria de impacto. As categorias que apresentam um coeficiente de variação maior são consideradas categorias em que os resultados possuem maior incerteza. Quanto menor a variação mais confiáveis são os resultados da categoria na avaliação conduzida. Quatro categorias apresentam um coeficiente de variação elevado (CONS-ÁGUA, TOXIC-H NON C, TOXIC-H C, RI). A incerteza referente a categoria CONS-ÁGUA é proveniente de incertezas na quantidade de água consumida para a geração de energia hidrelétrica no Brasil. Para a categoria de RI a incerteza é derivada das emissões radioativas (Carbon-14, Randon-222) na geração e tratamento de resíduos de energia nuclear na produção de hidróxido de sódio. Para as categorias TOXIC-H NON C e TOXIC-H C a variabilidade é originária da incerteza quanto às emissões de zinco e arsênio no tratamento de resíduos de carvão que foram utilizados para a geração de calor na produção de carbonato de sódio.

Figura 17 - Resultado análise de incerteza com simulação de Monte Carlo.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

#### 4.6 Implicações da reciclagem de LIBs em um contexto de Economia Circular e geração de valor

A Economia Circular (EC) apresenta um novo paradigma para o desenvolvimento das atividades humanas ao focar no desenvolvimento de novos modelos de negócios, que geram valor e crescimento econômico dissociados do consumo de recursos não renováveis, criando padrões mais sustentáveis de produção e consumo. O objetivo de desenvolver uma Economia Circular e implementar suas estratégias é desacelerar e fechar os ciclos de recursos para reduzir as quantidades de recursos naturais extraídos, resíduos descartados e gases de efeito estufa emitidos (Kanda et al., 2021).

Além disso, em uma EC, as empresas devem repensar a sua criação de valor para garantir, além de benefícios econômicos, benefícios sociais e ambientais; portanto, a criação de valor na EC é um fenômeno que deve ser abordado sob uma perspectiva de sistemas e da sua contribuição para o desenvolvimento sustentável (Tapaninaho & Heikkinen, 2022). Uma perspectiva de sistemas esclarece quais as mudanças fundamentais que são necessárias, em todo o sistema, nos níveis macro, meso e micro para alcançar os benefícios da EC (Kirchherr et al., 2017).

A recuperação de matérias-primas secundárias de fluxos de resíduos, como os materiais recuperados das LIBs presentes em fluxos de REEE, tem sido apontada como uma solução promissora para a resolução de problemas ambientais globais, como mudanças climáticas e escassez de recursos (Leipold et al., 2021). A recuperação de matérias-primas pela reciclagem é um modelo de negócio circular que otimiza o valor dos materiais ao reintroduzi-los ao sistema produtivo (Rossi et al., 2020). A transformação de resíduos em recursos valiosos cria um fluxo de material que mantém valor agregado pelo maior tempo possível (Hobson & Lynch, 2016).

Entretanto, o debate em torno da geração de valor na EC, muitas vezes, apresenta uma visão limitada das contribuições que determinado modelo de negócio ou atividade produtiva fornece para a sociedade. Os debates destacam, de forma limitada, os ganhos econômicos a serem obtidos por meio da reconfiguração dos ciclos técnicos, impulsionados pela boa governança das cadeias de suprimentos (Hobson & Lynch, 2016). Em contrapartida, dados sobre os impactos, positivos ou negativos, de uma EC nas esferas sociais e ambientais não são amplamente investigados e divulgados (Niero et al., 2017). Essa questão é de suma importância, pois modelos de negócios circulares podem impactar o nível de uma sociedade (Scheepens et al., 2016). Essa lacuna se deve pelo fato da relação entre EC e sustentabilidade ainda permanecer ambígua na teoria e na prática (Tapaninaho & Heikkinen, 2022). No entanto, argumenta-se que a narrativa transformadora da EC apenas se concretizará se as condições de fronteira sociais e ambientais forem atendidas (Leipold et al., 2021).

Deste modo, os modelos de negócios circulares devem ser observados do ponto de vista sistêmico, objetivando observar além da criação de valor econômico (Kanda et al., 2021), não buscando sempre minimizar o impacto negativo, mas sim otimizar os impactos positivos (Niero et al., 2017). É insuficiente analisar um sistema de produtos apenas calculando a carga ecológica no nível da sua própria empresa ou cadeia de valor, por exemplo, do berço ao portão (SCHEEPENS et al., 2016), pois a implementação e criação de valor de sistemas de negócios circulares envolvem mudar a visão de empresa unitária para uma visão de sistemas e inter-relações complexas (Scheepens et al., 2016; Kanda et al., 2021). Portanto, é essencial a avaliação holística de sistemas de produtos integrantes de modelos de negócios circulares, considerando o ambiente em que se insere, as cadeias de suprimentos marginais que afeta, o impacto evitado de materiais recuperados, visando fornecer um retrato não só dos potenciais impactos negativos que o sistema de produto gera, mas também dos potenciais benefícios quando inserido dentro de um contexto mais amplo.

Os resultados deste estudo corroboram os argumentos sobre a importância da abordagem sistêmica na avaliação de impactos ambientais de sistemas de produtos, considerando tanto os potenciais impactos ambientais negativos dos processos unitários, mas também os potenciais benefícios da recuperação de metais, inserindo o sistema de produto em um contexto mais amplo de substituição da produção primária e eliminação do descarte em aterro. A avaliação de impactos ambientais de um sistema de produto, como a reciclagem das LIBs, deve considerar os ônus ambientais da atividade, mas, ao mesmo tempo, deve avaliar o sistema quanto as suas interrelações com o sistema sociotécnico, pois a quantificação dos impactos ambientais isoladamente não fornece subsídios para a tomada de decisão quanto os potenciais impactos positivos daquele sistema.

As atividades humanas geram, sempre, algum impacto, a questão é identificar as opções que contribuem para a geração dos maiores benefícios líquidos globais. A utilização de cenários prospectivos pode auxiliar a mapear os pontos de intersecção sociotécnica no desenvolvimento de estratégias circulares, provendo uma visão antecipada das consequências negativas e positivas de um sistema de produto.

## **5 Conclusões**

Este estudo fornece resultados de avaliação de impactos ambientais para cenários prospectivos de reciclagem de resíduos de LIBs em fluxos de REEE no Brasil. Os resultados da avaliação com a técnica LCA incluiu parâmetros relacionados ao tipo de coleta e proporção dos resíduos de LIBs gerados no Brasil, fornecendo informações para os tomadores de decisão para responder a questões sobre qual a melhor estratégia para o gerenciamento desse tipo de resíduo no Brasil.

Os cenários avaliados capturam as implicações ambientais da progressão da LR e redução da taxa de aterro. Os resultados indicam que o pior caso é o Cenário 1 em que uma quantidade maior de LIBs é enviada para disposição em aterro e há menor taxa de coleta (6%) pela LR. O Cenário 4 apresenta o melhor desempenho, com um aumento da coleta pela LR para 50% dos resíduos gerados e redução da taxa de aterro em 44,4%. Os resultados da LCA mostram que benefícios ambientais mais significativos são alcançados quando a taxa de coleta pela LR é aumentada e a recuperação de materiais é feita pela opção de tecnologia menos impactante.

A reciclagem no Brasil, por meio de uma rota hidrometalúrgica, traz benefícios ambientais líquidos. É preferível a reciclagem pela tecnologia hidrometalúrgica devido ao

potencial de recuperação de uma quantidade maior de materiais secundários e menor uso de recursos energéticos. Os processos de pré-tratamento devem ser implementados, pois a fração do material eletrolítico das LIBs é enriquecido e o potencial de recuperação de material aumenta, fornecendo maiores benefícios ambientais. A rota piro-hidrometalúrgica perde materiais valiosos devido à queima em alto forno e ainda requer um alto consumo de energia.

A avaliação da rota hidrometalúrgica com a utilização de agente redutor orgânico resultou em impactos adicionais devido a produção da glicose a partir de amido de milho. Entretanto, a glicose produzida do amido de milho pode ser substituída por resíduos industriais, como melaço ou soro de leite (Pagnanelli et al., 2017), o que deve melhorar os impactos gerais do processo. A recuperação de outros tipos de materiais, como plásticos, aço, alumínio e cobre dos invólucros e coletores de corrente podem melhorar o desempenho do processo atual.

As principais limitações deste estudo são relacionadas a premissas assumidas durante a execução do estudo e possíveis incertezas relacionadas ao uso de dados da literatura e banco de dados. A reciclagem no exterior utilizou processos disponíveis no banco de dados Ecoinvent, que são derivados de um estudo de 2006. A taxa de recuperação de metais desse processo piro-hidrometalúrgico foram adaptados para refletir a recuperação atual por esta rota, mas podem estar sujeitos a variações significativas dependendo da atualização de dados mais representativos.

Os impactos e benefícios líquidos da reciclagem de LIBs no Brasil foram quantificados, e os resultados podem auxiliar os tomadores de decisão a promover a reciclagem de LIBs no Brasil, esclarecer sobre os pontos críticos ambientais da rota hidrometalúrgica e os benefícios da recuperação de materiais.

Entretanto, algumas limitações são encontradas, derivadas de premissas e suposições assumidas, uso de dados secundários para os processos de reciclagem no exterior e produção de produtos químicos e o corte do limite do sistema dos processos de coleta, transporte e triagem dos produtos Smartphones e Notebooks. Portanto, desenvolvimentos adicionais podem melhorar a avaliação da gestão de resíduos de LIB, como:

- Futuras investigações podem dimensionar e incluir na avaliação os impactos referentes as etapas de coleta, transporte e triagem dos produtos Smartphones e Notebooks.
- Outra oportunidade de pesquisa refere-se à contabilização dos impactos evitados em ciclo fechado. Neste estudo, os impactos evitados foram avaliados com base em um ciclo aberto de reciclagem, onde os materiais recuperados deslocam a extração, beneficiamento e refino de metais brutos, estudos futuros podem avaliar a mudança no

perfil ambiental se a reciclagem for avaliada em um ciclo fechado, onde os materiais recuperados retornam na cadeia upstream para produzir materiais precursores na própria produção de LIBs.

- As implicações da recuperação de outros tipos de materiais, como plásticos, cobre, aço e alumínio dos invólucros e coletores de corrente podem melhorar o desempenho do processo atual e devem ser objeto de estudos.
- A execução de estudos LCA com abordagem consequencial, com vista a identificar e explorar as consequências marginais da adoção da reciclagem de LIBs no Brasil, é recomendada.
- Uma outra questão emergente diz respeito a inclusão na avaliação da reciclagem de LIBs descartadas oriundas de veículos elétricos.
- Uma contribuição importante para a literatura será a avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida das LIBs, incluindo no escopo todas as etapas do ciclo de vida, desde a extração de matéria-prima até as opções de disposição final, considerando impactos ambientais, sociais e econômicos.

## CONCLUSÃO

A reciclagem das LIBs é um tema emergente, devido a sua relevância nas políticas de armazenamento de energias renováveis e descarbonização dos sistemas antrópicos. Além disso são componentes essenciais para os dispositivos móveis amplamente utilizados nas sociedades modernas. Por esses motivos, a demanda por LIBs deve aumentar significativamente nas próximas décadas, o que implica em desafios adicionais no fornecimento de recursos para a sua produção e gestão de resíduos. A reciclagem em circuito fechado deve fornecer grande parte dos materiais metálicos necessários para a fabricação futura das LIBs. No entanto, as implicações ambientais dos processos de reciclagem ainda são pouco conhecidas, o que gera incertezas em relação à escolha da tecnologia de reciclagem ambientalmente mais benigna.

O fluxo de LIBs presentes nos REEE apresentam um alto volume de recursos valiosos que, se corretamente reciclados, podem ser reintroduzidos nas cadeias produtivas e gerar benefícios ambientais, sociais e econômicos. Os principais benefícios ambientais são derivados da redução do consumo e extração de minerais metálicos primários e da redução da poluição pelo descarte inadequado. Os benefícios sociais podem ser traduzidos, mas não se limitando, em geração de emprego e renda, ao longo de toda a cadeia de valor gerada pela implantação de plantas industriais de reciclagem no país. A reciclagem de LIBs tem potencial para recuperar metais valiosos, que possuem preços atrativos nos mercados de commodities internacional, podendo gerar novas fontes para o comércio, bem como fomentar o desenvolvimento industrial do país, atraindo investimentos e instalações de indústrias de produção de LIBs no país.

Primeiramente, este trabalho contribui com a literatura com uma revisão abrangente e sistemática, executada nos estudos de LCA em processos de reciclagem de LIBs, para o aumento do conhecimento sobre os impactos ambientais da reciclagem das LIBs, fornecendo uma síntese dos estudos disponíveis e das lacunas de pesquisa. Por meio da análise aprofundada das características metodológicas dos estudos e identificação de lacunas de pesquisa, este estudo fornece uma agenda para o desenvolvimento de pesquisas futuras. Para os tomadores de decisão, a LCA fornece dados quantitativos e científicos para a escolha entre diferentes alternativas. Este estudo fornece uma visão geral das implicações ambientais até agora avaliadas por estudos de LCA, esclarecendo as vantagens e desvantagens de diferentes métodos de reciclagem, o que pode orientar o desenvolvimento e implementação de tecnologias sustentáveis para o gerenciamento e recuperação de materiais valiosos desse fluxo de resíduos.

Em segundo lugar, com os resultados de avaliação de impactos ambientais para cenários prospectivos de reciclagem de resíduos de LIBs em fluxos de REEE no Brasil, este trabalho

contribui para algumas das lacunas identificadas na revisão da literatura, como a avaliação dos impactos e benefícios ambientais da reciclagem de LIBs oriundas de REEE e gerenciadas em um contexto de país em desenvolvimento. Além disso, a quantificação e análise dos benefícios da progressão para um sistema formal de coleta e reciclagem e redução da taxa de aterro são fornecidos. Os resultados da LCA mostram que benefícios ambientais mais significativos são alcançados quando a taxa de coleta pela LR é aumentada e a recuperação de materiais é feita pela opção de tecnologia menos impactante.

Os resultados da avaliação incorporam parâmetros relacionados ao tipo de coleta e proporção dos resíduos de LIBs gerados no Brasil, fornecendo informações para os tomadores de decisão para responder a questões sobre qual a melhor estratégia para o gerenciamento desse tipo de resíduo no Brasil. Os impactos e benefícios líquidos da reciclagem de LIBs no Brasil também foram quantificados, e os resultados podem auxiliar os tomadores de decisão a promover a reciclagem de LIBs no Brasil, esclarecer sobre os pontos críticos ambientais da rota hidrometalúrgica e os benefícios da recuperação de materiais.

Entretanto, algumas limitações são encontradas, derivadas de premissas e suposições assumidas, uso de dados secundários para os processos de reciclagem no exterior e produção de produtos químicos. Portanto, desenvolvimentos adicionais podem melhorar a avaliação da gestão de resíduos de LIB no Brasil, dimensionando e incluindo na avaliação os impactos referentes as etapas de coleta, transporte e triagem dos produtos *Smartphones* e *Notebooks*, bem como a inclusão de outros produtos como LIBs de veículos elétricos. Outra oportunidade de pesquisa refere-se à contabilização dos impactos evitados em ciclo fechado. Neste estudo, os impactos evitados foram avaliados com base em um ciclo aberto de reciclagem, onde os materiais recuperados deslocam a extração, beneficiamento e refino de metais brutos, estudos futuros podem avaliar a mudança no perfil ambiental se a reciclagem for avaliada em um ciclo fechado, onde os materiais recuperados retornam na cadeia upstream para produzir materiais precursores na própria produção de LIBs. As implicações da recuperação de outros tipos de materiais, como plásticos, cobre, aço e alumínio dos invólucros e coletores de corrente podem melhorar o desempenho do processo atual e devem ser objeto de estudos. Por fim, uma contribuição importante para a literatura será a avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida das LIBs, incluindo no escopo todas as etapas do ciclo de vida, desde a extração de matéria-prima até as opções de disposição final, considerando impactos ambientais, sociais e econômicos.

## REFERÊNCIAS

- AALTONEN, M. et al. Leaching of Metals from Spent Lithium-Ion Batteries. **Recycling** **2017**, Vol. 2, Page 20, v. 2, n. 4, p. 20, 2017.
- ABBONDANZA, M. N. M.; SOUZA, R. G. Estimating the generation of household e-waste in municipalities using primary data from surveys: A case study of Sao Jose dos Campos, Brazil. **Waste Management**, v. 85, p. 374–384, 2019.
- ABNT(a). **14040. Gestão ambiental–Avaliação do ciclo de vida–Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT**, 2009. Disponível em: <[www.abnt.org.br](http://www.abnt.org.br)>
- ABNT(b). **14044. Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT**, 2009. Disponível em: <[www.abnt.org.br](http://www.abnt.org.br)>
- ALLACKER, K. et al. Allocation solutions for secondary material production and end of life recovery: Proposals for product policy initiatives. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 88, p. 1–12, 2014.
- AMNESTY INTERNATIONAL. Democratic Republic of the Congo: Time to recharge: Corporate action and inaction to tackle abuses in the cobalt supply chain . Amnesty International, 2017. Disponível em: <https://www.amnesty.org/en/documents/afr62/7395/2017/en/>
- ANWANI, S.; METHEKAR, R.; RAMADESIGAN, V. Life cycle assessment and economic analysis of acidic leaching and baking routes for the production of cobalt oxalate from spent lithium-ion batteries. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, n. 6, p. 2092–2106, 2020a.
- ANWANI, S.; METHEKAR, R.; RAMADESIGAN, V. Resynthesizing of lithium cobalt oxide from spent lithium-ion batteries using an environmentally benign and economically viable recycling process. **Hydrometallurgy**, v. 197, 2020b.
- ARSHAD, F. et al. Life Cycle Assessment of Lithium-ion Batteries: A Critical Review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 180, p. 106164, 2022.
- ARUSHANYAN, Y. et al. Environmental Assessment of Possible Future Waste Management Scenarios. **Energies** **2017**, Vol. 10, Page 247, v. 10, n. 2, p. 247, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA (ABINNE). (2022). Desempenho do Setor: Atividade dos setor: Dados atualizados em março de 2022. Disponível em: <http://www.abinee.org.br/abinee/decon/decon15.htm>. Acesso em 10 abr 2022.
- AWASTHI, A. K. et al. Evaluating waste printed circuit boards recycling: Opportunities and challenges, a mini review: <https://doi.org/10.1177/0734242X16682607>, v. 35, n. 4, p. 346–356, 2017.
- BAARS, J. et al. Circular economy strategies for electric vehicle batteries reduce reliance on raw materials. **Nature Sustainability** **2020 4:1**, v. 4, n. 1, p. 71–79, 2020.

BABBITT, C. W. et al. Disassembly-based bill of materials data for consumer electronic products. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, 2020.

BBC. Top tech firms sued over DR Congo cobalt mining deaths, BBC Africa, 2019. Disponível em: <https://www.bbc.com/news/world-africa-50812616>

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Lei nº 12.305/10 de 02 de agosto de 2010.

BRASIL. Logística Reversa de Produtos Eletroeletrônicos. Decreto Nº 10.240 DE 12/02/2020.

BAUER, C. et al. Charging sustainable batteries. **Nature Sustainability** 2022 5:3, v. 5, n. 3, p. 176–178, 2022.

BELOIN-SAINT-PIERRE, D. et al. Addressing temporal considerations in life cycle assessment. **Science of The Total Environment**, v. 743, p. 140700, 2020.

BERGERSON, J.; CUCURACHI, S.; SEAGER, T. P. Bringing a life cycle perspective to emerging technology development. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, n. 1, p. 6–10, 2020.

BEULA, D.; SURESHKUMAR, M. A review on the toxic E-waste killing health and environment – Today's global scenario. **Materials Today: Proceedings**, 2021.

BIAN, J. et al. Comparative environmental life cycle assessment of waste mobile phone recycling in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 131, p. 209–218, 2016.

BISINELLA, V.; CHRISTENSEN, T. H.; ASTRUP, T. F. Future scenarios and life cycle assessment: systematic review and recommendations. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 2021, v. 1, p. 1–28, 2021.

BOBBA, S. et al. Life Cycle Assessment of repurposed electric vehicle batteries: an adapted method based on modelling energy flows. **Journal of Energy Storage**, v. 19, p. 213–225, 2018.

BOOKHAGEN, B. et al. Metallic resources in smartphones. **Resources Policy**, v. 68, p. 101750, 2020.

BOYDEN, A.; SOO, V. K.; DOOLAN, M. The Environmental Impacts of Recycling Portable Lithium-Ion Batteries. **Procedia CIRP**, v. 48, p. 188–193, 2016.

CELLURA, M.; LONGO, S.; MISTRETTA, M. Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4697–4705, 2011.

CHANG, T. C. et al. A material flow of lithium batteries in Taiwan. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 2–3, p. 910–915, 2009.

CHEN, X.; MATTHEWS, H. S.; GRIFFIN, W. M. Uncertainty caused by life cycle impact assessment methods: Case studies in process-based LCI databases. **Resources, Conservation**

**and Recycling**, v. 172, p. 105678, 2021.

CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. **Energy**, v. 34, n. 12, p. 2116–2123, 2009.

CHORDIA, M.; NORDELÖF, A.; ELLINGSEN, L. A. W. Environmental life cycle implications of upscaling lithium-ion battery production. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 26, n. 10, p. 2024–2039, 2021.

CIEZ, R. E.; WHITACRE, J. F. Examining different recycling processes for lithium-ion batteries. **Nature Sustainability** 2019 2:2, v. 2, n. 2, p. 148–156, 2019.

CORDELLA, M. et al. Improving material efficiency in the life cycle of products: a review of EU Ecolabel criteria. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 25, n. 5, p. 921–935, 2020.

CORDELLA, M.; ALFIERI, F.; SANFELIX, J. Reducing the carbon footprint of ICT products through material efficiency strategies: A life cycle analysis of smartphones. **Journal of Industrial Ecology**, v. 25, n. 2, p. 448–464, 2021.

COROMINAS, L. et al. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. **Water Research**, v. 184, p. 116058, 2020.

CRENNA, E. et al. Towards more flexibility and transparency in life cycle inventories for Lithium-ion batteries. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 170, p. 105619, 2021.

CUCCHIELLA, F. et al. Recycling of WEEEs: An economic assessment of present and future e-waste streams. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 51, p. 263–272, 2015.

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

CUSENZA, M. A. et al. Energy and environmental assessment of a traction lithium-ion battery pack for plug-in hybrid electric vehicles. **Journal of Cleaner Production**, v. 215, p. 634–649, 2019.

COSTA, Rodrigo Calçada da. Reciclagem de baterias de íons de lítio por processamento mecânico. 2010. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia UFRGS, 2010.

DAS, S. et al. Solid waste management: Scope and the challenge of sustainability. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 658–678, 2019.

DE MORAIS LIMA, P. et al. Life Cycle Assessment of prospective MSW management based on integrated management planning in Campo Grande, Brazil. **Waste Management**, v. 90, p. 59–71, 2019.

DELGADO, M. A. S. et al. Comparative life cycle assessment of a novel Al-ion and a Li-ion battery for stationary applications. **Materials**, v. 12, n. 19, 2019.

DIAS, P. et al. Waste electric and electronic equipment (WEEE) management: A study on the Brazilian recycling routes. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 7–16, 2018.

DUARTE CASTRO, F.; CUTAIA, L.; VACCARI, M. End-of-life automotive lithium-ion batteries (LIBs) in Brazil: Prediction of flows and revenues by 2030. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 169, p. 105522, 2021.

DUCOLI, S. et al. ESCAPE approach for the sustainability evaluation of spent lithium-ion batteries recovery: Dataset of 33 available technologies. **Data in Brief**, v. 42, p. 108018, 2022.

DUNN, J. et al. The significance of Li-ion batteries in electric vehicle life-cycle energy and emissions and recycling's role in its reduction. **Energy & Environmental Science**, v. 8, n. 1, p. 158–168, 2014.

EDELEN, A.; INGWERSEN, W. W. The creation, management, and use of data quality information for life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, n. 4, p. 759–772, 2018.

EKVALL, T. et al. Modelling incineration for more accurate comparisons to recycling in PEF and LCA. **Waste Management**, v. 136, p. 153–161, 2021.

ELLINGSEN, L. A. W.; HUNG, C. R.; STRØMMAN, A. H. Identifying key assumptions and differences in life cycle assessment studies of lithium-ion traction batteries with focus on greenhouse gas emissions. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 55, p. 82–90, 2017.

EUROPEAN COMMISSION - JOINT RESEARCH CENTRE - INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook : Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. **European Commission**, 2010.

FAHIMI, A. et al. Evaluation of the sustainability of technologies to recycle spent lithium-ion batteries, based on embodied energy and carbon footprint. **Journal of Cleaner Production**, v. 338, p. 130493, 2022.

FAN, E. et al. Sustainable Recycling Technology for Li-Ion Batteries and Beyond: Challenges and Future Prospects. **Chemical Reviews**, v. 120, n. 14, p. 7020–7063, 2020.

FENG, D.; SONG, C.; MO, W. Environmental, human health, and economic implications of landfill leachate treatment for per- and polyfluoroalkyl substance removal. **Journal of Environmental Management**, v. 289, p. 112558, 2021.

FERRARA, C. et al. Circular Economy and the Fate of Lithium Batteries: Second Life and Recycling. **Advanced Energy and Sustainability Research**, v. 2, n. 10, p. 2100047, 2021.

FINKBEINER, M. et al. Towards life cycle sustainability assessment. **Sustainability**, 2010.

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

FISCHER, K. et al. Battery Waste Management Life Cycle Assessment, 2006. Final Report for Publication, Environmental Resources Management, 2006.

- GAINES, L. et al. Life-cycle analysis of production and recycling of lithium ion batteries. **Transportation Research Record**, n. 2252, p. 57–65, 2011.
- GAINES, L.; RICHA, K.; SPANGENBERGER, J. Key issues for Li-ion battery recycling. **MRS Energy & Sustainability**, v. 5, n. 1, 2018.
- GAO, H. et al. Efficient Direct Recycling of Degraded LiMn<sub>2</sub>O<sub>4</sub> Cathodes by One-Step Hydrothermal Relithiation. **ACS Applied Materials and Interfaces**, v. 12, n. 46, p. 51546–51554, 2020.
- GAVANKAR, S.; SUH, S. Fusion of conflicting information for improving representativeness of data used in LCAs. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 3, p. 480–490, 2014.
- GÓMEZ-SANABRIA, A. et al. Potential for future reductions of global GHG and air pollutants from circular waste management systems. **Nature Communications** **2022 13:1**, v. 13, n. 1, p. 1–12, 2022.
- GOULART COELHO, L. M.; LANGE, L. C. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 438–450, 2018.
- GRANATA, G. et al. Product recovery from Li-ion battery wastes coming from an industrial pre-treatment plant: Lab scale tests and process simulations. **Journal of Power Sources**, v. 206, p. 393–401, 2012.
- GU, F. et al. An investigation of the current status of recycling spent lithium-ion batteries from consumer electronics in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, p. 765–780, 2017.
- HAGELÜKEN, C.; CORTI, C. W. Recycling of gold from electronics: Cost-effective use through “Design for Recycling”. **Gold Bulletin**, v. 43, 2010.
- HANSSSEN, S. V.; HUIJBREGTS, M. A. J. Assessing the environmental benefits of utilising residual flows. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 150, p. 104433, 2019.
- HARPER, G. et al. Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. **Nature** **2019 575:7781**, v. 575, n. 7781, p. 75–86, 2019.
- HE, X.; YU, D. Research trends in life cycle assessment research: A 20-year bibliometric analysis (1999–2018). **Environmental Impact Assessment Review**, v. 85, p. 106461, 2020.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B. Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. **Waste Management**, v. 27, n. 8, p. 997–1005, 2007.
- HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; GUINÉE, J. B. Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. **Polymer Degradation and Stability**, v. 95, n. 3, p. 422–428, 2010.
- HENRIKSEN, T.; ASTRUP, T. F.; DAMGAARD, A. Linking Data Choices and Context Specificity in Life Cycle Assessment of Waste Treatment Technologies: A Landfill Case Study. **Journal of Industrial Ecology**, v. 22, n. 5, p. 1039–1049, 2018.
- HENRIKSEN, T.; ASTRUP, T. F.; DAMGAARD, A. Data representativeness in LCA: A framework for the systematic assessment of data quality relative to technology characteristics. **Journal of Industrial Ecology**, v. 25, n. 1, p. 51–66, 2021.

HERRINGTON, R. Mining our green future. *Nature Reviews Materials*, v. 6, n. 6, p. 456-458, 2021.

HOBSON, K.; LYNCH, N.. Diversifying and de-growing the circular economy: Radical social transformation in a resource-scarce world. *Futures*, v. 82, p. 15-25, 2016.

HÖJER, M. et al. Scenarios in selected tools for environmental systems analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 16, n. 18, p. 1958–1970, 2008.

HUA, Y. et al. Sustainable value chain of retired lithium-ion batteries for electric vehicles. *Journal of Power Sources*, v. 478, p. 228753, 2020.

HUANG, B. et al. Recycling of lithium-ion batteries: Recent advances and perspectives. *Journal of Power Sources*, v. 399, p. 274–286, 2018.

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* 2016 **22:2**, v. 22, n. 2, p. 138–147, 2016.

HUMMEN, T.; DESING, H. When to replace products with which (circular) strategy? An optimization approach and lifespan indicator. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 174, p. 105704, 2021.

MONTGOMERY, D. C. et al. **Introduction to Time Series Analysis and Forecasting**. Second Edition. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, 2016.

IOANNOU, I. et al. Process modelling and life cycle assessment coupled with experimental work to shape the future sustainable production of chemicals and fuels. *REACTION CHEMISTRY & ENGINEERING*, v. 6, n. 7, p. 1179, 2021.

ILO - INTERNATIONAL LABOUR ORGANIZATION. CHILD LABOUR IN MINING AND GLOBAL SUPPLY CHAINS. Child Labour Platform, 2019.

ISLAM, S.; PONNAMBALAM, S. G.; LAM, H. L. Review on life cycle inventory: methods, examples and applications. *Journal of Cleaner Production*, v. 136, p. 266–278, 2016.

JAAFARZADEH, N. et al. The environmental performance of four municipal solid waste management scenarios: A life cycle assessment study. *Environmental Quality Management*, v. 31, n. 2, p. 77–84, 2021.

JENU, S. et al. Reducing the climate change impacts of lithium-ion batteries by their cautious management through integration of stress factors and life cycle assessment. *Journal of Energy Storage*, v. 27, 2020.

JIN, S. et al. A comprehensive review on the recycling of spent lithium-ion batteries: Urgent status and technology advances. *Journal of Cleaner Production*, v. 340, p. 130535, 2022.

KANDA, W. et al. From circular business models to circular business ecosystems. *Business Strategy and the Environment*, v. 30, n. 6, p. 2814-2829, 2021.K

KANG, D. H. P.; CHEN, M.; OGUNSEITAN, O. A. Potential Environmental and Human Health Impacts of Rechargeable Lithium Batteries in Electronic Waste. *Environmental Science and Technology*, v. 47, n. 10, p. 5495–5503, 2013.

KASULAITIS, B. V. et al. Evolving materials, attributes, and functionality in consumer electronics: Case study of laptop computers. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 100, p. 1–10, 2015.

KAYA, M. Industrial-Scale E-Waste/WPCB Recycling Lines. **Minerals, Metals and Materials Series**, p. 177–209, 2019.

KIDDEE, P.; NAIDU, R.; WONG, M. H. Electronic waste management approaches: An overview. **Waste Management**, v. 33, n. 5, p. 1237–1250, 2013.

KIRCHHERR, J.; REIKE, D.; HEKKERT, M. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. **Resources, conservation and recycling**, v. 127, p. 221–232, 2017.

KOROMA, M. S. et al. Life cycle assessment of battery electric vehicles: Implications of future electricity mix and different battery end-of-life management. **Science of The Total Environment**, v. 831, p. 154859, 2022.

KOYAMPARAMBATH, A. et al. Supply risk evolution of raw materials for batteries and fossil fuels for selected OECD countries (2000–2018). **Resources Policy**, v. 75, p. 102465, 2022.

KURZ, L. et al. Global warming potential of a new waterjet-based recycling process for cathode materials of lithium-ion batteries. **Batteries**, v. 7, n. 2, 2021.

LAROUCHE, F. et al. Progress and Status of Hydrometallurgical and Direct Recycling of Li-Ion Batteries and Beyond. **Materials 2020, Vol. 13, Page 801**, v. 13, n. 3, p. 801, 2020.

LAURENT, A. et al. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 589–606, 2013a.

LAURENT, A. et al. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 573–588, 2013b.

LAURENT, A. et al. Methodological review and detailed guidance for the life cycle interpretation phase. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, n. 5, p. 986–1003, 2020a.

LEI, S.; SUN, W.; YANG, Y. Solvent extraction for recycling of spent lithium-ion batteries. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, p. 127654, 2022.

LEIPOLD, Sina et al. Lessons, narratives and research directions for a sustainable circular economy. 2021.

LI, C. T. et al. Vitrification of chromium electroplating sludge. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 8, p. 2950–2956, 2007.

LI, J.; WANG, G.; XU, Z. Generation and detection of metal ions and volatile organic compounds (VOCs) emissions from the pretreatment processes for recycling spent lithium-ion batteries. **Waste Management**, v. 52, p. 221–227, 2016.

LIANG, Z. et al. Hydrometallurgical Recovery of Spent Lithium Ion Batteries: Environmental Strategies and Sustainability Evaluation. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 9, n. 17, p. 5750–5767, 2021.

LIN, L.; LU, Z.; ZHANG, W. Recovery of lithium and cobalt from spent Lithium- Ion batteries using organic aqua regia (OAR): Assessment of leaching kinetics and global warming potentials. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 167, 2021.

LIU, Y. E. et al. Bioaccumulation of legacy and emerging organophosphorus flame retardants and plasticizers in insects during metamorphosis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 406, p. 124688, 2021.

LYBBERT, M. et al. Integrating life cycle assessment and electrochemical modeling to study the effects of cell design and operating conditions on the environmental impacts of lithium-ion batteries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 144, p. 111004, 2021.

MAIER, S. D. et al. Methodological Approach for the Sustainability Assessment of Development Cooperation Projects for Built Innovations Based on the SDGs and Life Cycle Thinking. **Sustainability 2016, Vol. 8, Page 1006**, v. 8, n. 10, p. 1006, 2016.

MARANGHI, S. et al. Integrating urban metabolism and life cycle assessment to analyse urban sustainability. **Ecological Indicators**, v. 112, 2020.

MCCALLA, E.; JIA, S. Topology to improve battery technology. **Nature Sustainability 2021 5:3**, v. 5, n. 3, p. 181–182, 2021.

MEJAME, P. P. M. et al. Effect of technological developments for smartphone lithium battery on metal-derived resource depletion and toxicity potentials. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 158, p. 104797, 2020.

MESHARAM, P. et al. Environmental impact of spent lithium ion batteries and green recycling perspectives by organic acids – A review. **Chemosphere**, v. 242, p. 125291, 2020.

MOHR, M. et al. Toward a cell-chemistry specific life cycle assessment of lithium-ion battery recycling processes. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, n. 6, p. 1310–1322, 2020.

MOSSALI, E. et al. Lithium-ion batteries towards circular economy: A literature review of opportunities and issues of recycling treatments. **Journal of Environmental Management**, v. 264, p. 110500, 2020.

MROZIK, W. et al. Environmental impacts, pollution sources and pathways of spent lithium-ion batteries. **Energy & Environmental Science**, v. 14, n. 12, p. 6099–6121, 2021.

MULYA, K. S. et al. A systematic review of life cycle assessment of solid waste management: Methodological trends and prospects. **Science of The Total Environment**, v. 831, p. 154903, 2022.

NATURE. Lithium-ion batteries need to be greener and more ethical. **Nature 595**, 7 2021.

NATURE REVIEW MATERIALS. Raw materials for a truly green future. **Nat Rev Mater** 6, 455, 2021.

NEDJALKOV, A. et al. Toxic Gas Emissions from Damaged Lithium Ion Batteries—Analysis and Safety Enhancement Solution. **Batteries** 2016, **Vol. 2, Page 5**, v. 2, n. 1, p. 5, 2016.

NIERO, Monia et al. Combining eco-efficiency and eco-effectiveness for continuous loop beverage packaging systems: lessons from the Carlsberg Circular Community. **Journal of Industrial Ecology**, v. 21, n. 3, p. 742-753, 2017.

NOKERI, T. C. Forecasting Growth. **Econometrics and Data Science**, p. 83–96, 2022.

OBERSTEINER, G. et al. Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data. **Waste Management**, v. 27, n. 8, p. S58–S74, 2007.

OCMAL - Observatorio de Conflictos Mineros de América Latina. IMPACTO SOCIOAMBIENTAL DE LA EXTRACCIÓN DE LITIO EN LAS CUENCAS DE LOS SALARES ALTOANDINOS DEL CONO SUR. Investigación y redacción: Bárbara Jerez Henríquez, 2018.

OTTONI, M. et al. **A circular approach to the e-waste valorization through urban mining in Rio de Janeiro, Brazil**. *Journal of Cleaner Production*, v. 261, p. 120990, 2020.

OR, T. et al. Recycling of mixed cathode lithium-ion batteries for electric vehicles: Current status and future outlook. **Carbon Energy**, v. 2, n. 1, p. 6–43, 2020.

PAGNANELLI, F. et al. Leaching of electrodic powders from lithium ion batteries: Optimization of operating conditions and effect of physical pretreatment for waste fraction retrieval. **Waste Management**, v. 60, p. 706–715, 2017.

PEDERSEN, D.; LYBBERT, M.; WARREN, R. Life Cycle Analysis of LiCoO<sub>2</sub>/ Graphite Batteries with Cooling using Combined Electrochemical-Thermal Modeling. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 180, p. 106204, 2022.

PETERS, J. F. et al. The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters – A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 67, p. 491–506, 2017.

PETERS, J. F.; WEIL, M. Providing a common base for life cycle assessments of Li-Ion batteries. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 704–713, 2018.

PETTER, P. M. H.; VEIT, H. M.; BERNARDES, A. M. Evaluation of gold and silver leaching from printed circuit board of cellphones. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 475–482, 2014.

PRAŽANOVÁ, A.; KNAP, V.; STROE, D. I. Literature Review, Recycling of Lithium-Ion Batteries from Electric Vehicles, Part I: Recycling Technology. **Energies** 2022, **Vol. 15, Page 1086**, v. 15, n. 3, p. 1086, 2022.

PRÉ-SUSTAINABILITY (2022). SIMPARO: Sustainability software for fact-based decisions.

Disponível em: <https://pre-sustainability.com/solutions/tools/simapro/>. Acesso em 20 abr 2022.

QIAO, Q. et al. Electric vehicle recycling in China: Economic and environmental benefits. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 140, p. 45–53, 2019.

RAJ, T. et al. Recycling of cathode material from spent lithium-ion batteries: Challenges and future perspectives. **Journal of Hazardous Materials**, v. 429, p. 128312, 2022.

RAJAEIFAR, M. A. et al. Life cycle assessment of lithium-ion battery recycling using pyrometallurgical technologies. **Journal of Industrial Ecology**, v. 25, n. 6, p. 1560–1571, 2021.

RAJAEIFAR, M. A. et al. Challenges and recent developments in supply and value chains of electric vehicle batteries: A sustainability perspective. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 180, p. 106144, 2022.

RASHEED, R. et al. Analysis of environmental sustainability of e-waste in developing countries — a case study from Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 24, p. 36721–36739, 2022.

REAP, J. et al. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 2008 13:4, v. 13, n. 4, p. 290–300, 2008.

Recycle spent batteries. **Nature Energy** 2019 4:4, v. 4, n. 4, p. 253–253, 2019.

REY, I. et al. Environmental Impacts of Graphite Recycling from Spent Lithium-Ion Batteries Based on Life Cycle Assessment. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 9, n. 43, p. 14488–14501, 2021.

RHEE, S. W.; JANG, Y. C.; KIM, J. Y. Editorial: Challenges on end-of-life battery recycling of electric vehicles. **Waste Management**, v. 135, p. 327–328, 2021.

RICHA, K. et al. A future perspective on lithium-ion battery waste flows from electric vehicles. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 83, p. 63–76, 2014.

RIGAMONTI, L.; GROSSO, M.; SUNSERI, M. C. Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 5, p. 411–419, 2009.

RIGAMONTI, L.; MANCINI, E. Life cycle assessment and circularity indicators. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 26, n. 10, p. 1937–1942, 2021.

RINNE, M.; ELOMAA, H.; LUNDSTRÖM, M. Life cycle assessment and process simulation of prospective battery-grade cobalt sulfate production from Co-Au ores in Finland. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 2021, v. 1, p. 1–16, 2021.

ROCHA, T. B.; PENTEADO, C. S. G. Life cycle assessment of a small WEEE reverse logistics system: Case study in the Campinas Area, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 314, p. 128092, 2021.

ROSSI, E. et al. Circular economy indicators for organizations considering sustainability and business models: Plastic, textile and electro-electronic cases. **Journal of Cleaner Production**, v. 247, p. 119137, 2020.

SADHUKHAN, J.; CHRISTENSEN, M. An In-Depth Life Cycle Assessment (LCA) of Lithium-Ion Battery for Climate Impact Mitigation Strategies. **Energies 2021, Vol. 14, Page 5555**, v. 14, n. 17, p. 5555, 2021.

SALA, S. et al. Implications of LCA and LCIA choices on interpretation of results and on decision support. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 25, n. 12, p. 2311–2314, 2020a.

SALA, S. et al. Implications of LCA and LCIA choices on interpretation of results and on decision support. **The International Journal of Life Cycle Assessment 2020 25:12**, v. 25, n. 12, p. 2311–2314, 2020b.

SANFÉLIX, J. et al. Environmental and Economic Performance of an Li-Ion Battery Pack: A Multiregional Input-Output Approach. **Energies 2016, Vol. 9, Page 584**, v. 9, n. 8, p. 584, 27 jul. 2016.

SANTILLÁN-SALDIVAR, J. et al. How recycling mitigates supply risks of critical raw materials: Extension of the geopolitical supply risk methodology applied to information and communication technologies in the European Union. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 164, p. 105108, 2021a.

SANTILLÁN-SALDIVAR, J. et al. Design of an endpoint indicator for mineral resource supply risks in life cycle sustainability assessment: The case of Li-ion batteries. **Journal of Industrial Ecology**, v. 25, n. 4, p. 1051–1062, 2021b.

SANYÉ-MENGUAL, E.; SALA, S. Life Cycle Assessment support to environmental ambitions of EU policies and the Sustainable Development Goals. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 00, p. 0–1, 2022.

SCHAUBROECK, T. et al. Attributional & Consequential Life Cycle Assessment: Definitions, Conceptual Characteristics and Modelling Restrictions. **Sustainability 2021, Vol. 13, Page 7386**, v. 13, n. 13, p. 7386, 2021.

SCHAUBROECK, T.; RUGANI, B. A Revision of What Life Cycle Sustainability Assessment Should Entail: Towards Modeling the Net Impact on Human Well-Being. **Journal of Industrial Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1464–1477, 2017.

SCHEEPENS, A. E.; VOGTLÄNDER, J. G.; BREZET, J. C. Two life cycle assessment (LCA) based methods to analyse and design complex (regional) circular economy systems. Case: Making water tourism more sustainable. **Journal of Cleaner Production**, v. 114, p. 257-268, 2016.

SCHULER, D. et al. Social, economic and environmental challenges in primary lithium and cobalt sourcing for the rapidly increasing electric mobility sector. European Policy Brief:

Strategic Dialogue on Sustainable Raw Materials for Europe (STRADE), 06, 2018

SCROSATI, B.; HASSOUN, J.; SUN, Y.-K. Lithium-ion batteries. A look into the future. **Energy & Environmental Science**, v. 4, n. 9, p. 3287–3295, 2011.

SETHURAJAN, M. et al. Recent advances on hydrometallurgical recovery of critical and precious elements from end of life electronic wastes - a review. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1540760>, v. 49, n. 3, p. 212–275, 2019.

SHAO, L.; KOU, W.; ZHANG, H. The evolution of the global cobalt and lithium trade pattern and the impacts of the low-cobalt technology of lithium batteries based on multiplex network. **Resources Policy**, v. 76, p. 102550, 2022.

SHEKHAR, A. R.; PAREKH, M. H.; POL, V. G. Worldwide ubiquitous utilization of lithium-ion batteries: What we have done, are doing, and could do safely once they are dead? **Journal of Power Sources**, v. 523, p. 231015, 2022.

SHITTU, O. S.; WILLIAMS, I. D.; SHAW, P. J. The ‘WEEE’ challenge: Is reuse the “new recycling”? **Resources, Conservation and Recycling**, v. 174, p. 105817, 2021.

SOMMERVILLE, R. et al. A qualitative assessment of lithium ion battery recycling processes. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 165, p. 105219, 2021.

SONG, J. et al. Material flow analysis on critical raw materials of lithium-ion batteries in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 215, p. 570–581, 2019.

SONG, X. et al. Estimation of Waste Battery Generation and Analysis of the Waste Battery Recycling System in China. **Journal of Industrial Ecology**, v. 21, n. 1, p. 57–69, 1 fev. 2017.

SOUZA, R. G. et al. Sustainability assessment and prioritisation of e-waste management options in Brazil. **Waste Management**, v. 57, p. 46–56, 2016.

STATISTAa. Global notebook personal computer (PC) shipments from 2010 to 2026, 2022. Disponível em: <https://www.statista.com/statistics/269048/worldwide-portable-pc-shipment-forecast/>. Acesso em: 20 abr 2022.

STATISTAb. Global smartphone shipments forecast from 2010 to 2022, 2022. Disponível em: <https://www.statista.com/statistics/263441/global-smartphone-shipments-forecast/>. Acesso em 10 ago 2022.

STATISTAc. Global Demand Battery by region, 2022. Disponível em: <https://www.statista.com/statistics/1103229/global-battery-demand-by-region-forecast/>. Acesso em 10 jan 2022.

STUCKI, M. et al. How life cycle–based science and practice support the transition towards a sustainable economy. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 26, n. 5, p. 1062–1069, 2021.

SUH, S.; HUPPES, G. Methods for Life Cycle Inventory of a product. **Journal of Cleaner**

**Production**, v. 13, n. 7, p. 687–697, 2005.

SUN, S.; ERTZ, M. Life cycle assessment and Monte Carlo simulation to evaluate the environmental impact of promoting LNG vehicles. **MethodsX**, v. 7, p. 101046, 2020.

SWART, P.; DEWULF, J.; BIERNAUX, A. Resource demand for the production of different cathode materials for lithium ion batteries. **Journal of Cleaner Production**, v. 84, n. 1, p. 391–399, 2014.

TAPANINAHO, R.; HEIKKINEN, A. Value creation in circular economy business for sustainability: A stakeholder relationship perspective. *Business Strategy and the Environment*, 2022.

THIES, C. et al. Assessment of social sustainability hotspots in the supply chain of lithium-ion batteries. **Procedia CIRP**, v. 80, p. 292–297, 2019.

TREFFER, F. Lithium-ion battery recycling. **Lithium-Ion Batteries: Basics and Applications**, p. 325–333, 2018.

TURNER, D. A.; WILLIAMS, I. D.; KEMP, S. Greenhouse gas emission factors for recycling of source-segregated waste materials. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 105, p. 186–197, 2015.

TURNER, D. A.; WILLIAMS, I. D.; KEMP, S. Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. **Journal of Cleaner Production**, v. 129, p. 234–248, 2016.

VANDEPAER, L.; CLOUTIER, J.; AMOR, B. Environmental impacts of Lithium Metal Polymer and Lithium-ion stationary batteries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 78, p. 46–60, 2017.

VARBANOV, P. S. et al. Comparative Life Cycle Assessment of three Recycling Approaches for Electric Vehicle Lithium-ion Battery after Cascaded Use. **CHEMICAL ENGINEERING TRANSACTIONS**, v. 81, p. 2020, 2020.

WANG, D. et al. Assessing the transition of municipal solid waste management by combining material flow analysis and life cycle assessment. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 177, p. 105966, 2022.

WANG, F.; YU, L.; WU, A. Forecasting the electronic waste quantity with a decomposition-ensemble approach. **Waste Management**, v. 120, p. 828–838, 2021.

WANG, X.-C. et al. Extended water-energy nexus contribution to environmentally-related sustainable development goals. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 150, 2021.

WANG, X.; GAUSTAD, G.; BABBITT, C. W. Targeting high value metals in lithium-ion battery recycling via shredding and size-based separation. **Waste Management**, v. 51, p. 204–213, 2016.

WEIDEMA, B. P. Consistency check for life cycle assessments. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 2018 **24:5**, v. 24, n. 5, p. 926–934, 2018.

WENTKER, M. et al. A raw material criticality and environmental impact assessment of state-of-the-art and post-lithium-ion cathode technologies. **Journal of Energy Storage**, v. 26, p. 101022, 2019.

WINSLOW, K. M.; LAUX, S. J.; TOWNSEND, T. G. A review on the growing concern and potential management strategies of waste lithium-ion batteries. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 129, p. 263–277, 2018.

WOLF, M. J. et al. (2022). 2022 Environmental Performance Index. New Haven, CT: Yale Center for Environmental Law & Policy. [epi.yale.edu](http://epi.yale.edu)

XAVIER, L. H. et al. Sustainability and the circular economy: A theoretical approach focused on e-waste urban mining. **Resources Policy**, v. 74, p. 101467, 2021.

XU, C. et al. Future material demand for automotive lithium-based batteries. **Communications Materials** 2020 **1:1**, v. 1, n. 1, p. 1–10, 2020a.

XU, Z. et al. Impacts of irrigated agriculture on food–energy–water–CO<sub>2</sub> nexus across metacoupled systems. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, 2020b.

YU, D. et al. Pretreatment options for the recycling of spent lithium-ion batteries: A comprehensive review. **Minerals Engineering**, v. 173, p. 107218, 2021.

ZAIKOVA, A. et al. Life Cycle Assessment of Existing and Alternative Options for Municipal Solid Waste Management in Saint Petersburg and the Leningrad Region, Russia. **Recycling**, v. 7, n. 2, p. 19, 2022.

ZENG, A. et al. Battery technology and recycling alone will not save the electric mobility transition from future cobalt shortages. **Nature Communications** 2022 **13:1**, v. 13, n. 1, p. 1–11, 2022.

ZHAO, E. et al. Assessing the life cycle cumulative energy demand and greenhouse gas emissions of lithium-ion batteries. **Journal of Energy Storage**, v. 43, p. 103193, 2021.

ZHAO, S.; YOU, F. Comparative Life-Cycle Assessment of Li-Ion Batteries through Process-Based and Integrated Hybrid Approaches. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 7, n. 5, p. 5082–5094, 2019.

ZHENG, X. et al. A Mini-Review on Metal Recycling from Spent Lithium Ion Batteries. **Engineering**, v. 4, n. 3, p. 361–370, 2018.

ZUBI, G. et al. The lithium-ion battery: State of the art and future perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 89, p. 292–308, 2018.

## **APÊNDICES**

APÊNDICE A - ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DE RESÍDUOS DE SMARTPHONES E NOTEBOOKS.

APÊNDICE B - RESULTADOS DA AVALIAÇÃO - PROCESSOS UNITÁRIOS.

APÊNDICE C – IMPACTOS DA RECICLAGEM NO EXTERIOR E COMPARAÇÃO COM O PROCESSO BRASILEIRO.

APÊNDICE D – BALANÇO DE MASSA E AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DOS CENÁRIOS MODELADOS COM FLUXO DE REFERÊNCIA DE 1 t.

APÊNDICE E – BALANÇO DE MASSA E AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DOS CENÁRIOS MODELADOS COM FLUXO DE REFERÊNCIA DE GERAÇÃO ANUAL DE RESÍDUOS.

APÊNDICE F – RESULTADOS ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E INCERTEZA

APÊNDICE G – ESTEQUIOMETRIA

## APÊNDICE A – ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DE RESÍDUOS DE SMARTPHONES E NOTEBOOKS

As planilhas de resultados numéricos da modelagem de cenários e avaliação de impactos são organizadas no material suplementar. O material suplementar está disponível em uma pasta na nuvem do *Google Drive*, que pode ser acessada em: <https://drive.google.com/drive/folders/17tmhKw33CzkQXhqdtOudYplO5ajfdYMQ?usp=sharing>

Figura A-1: Smartphones vendidos (em unidades) (2012-2021) – Previsão de vendas (2022-2025). Fonte: Elaborado pelos autores (2022).

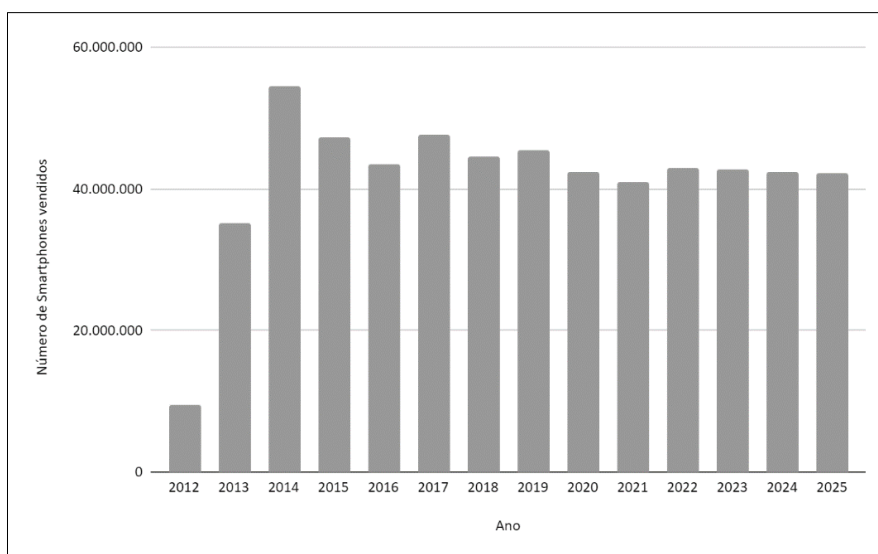
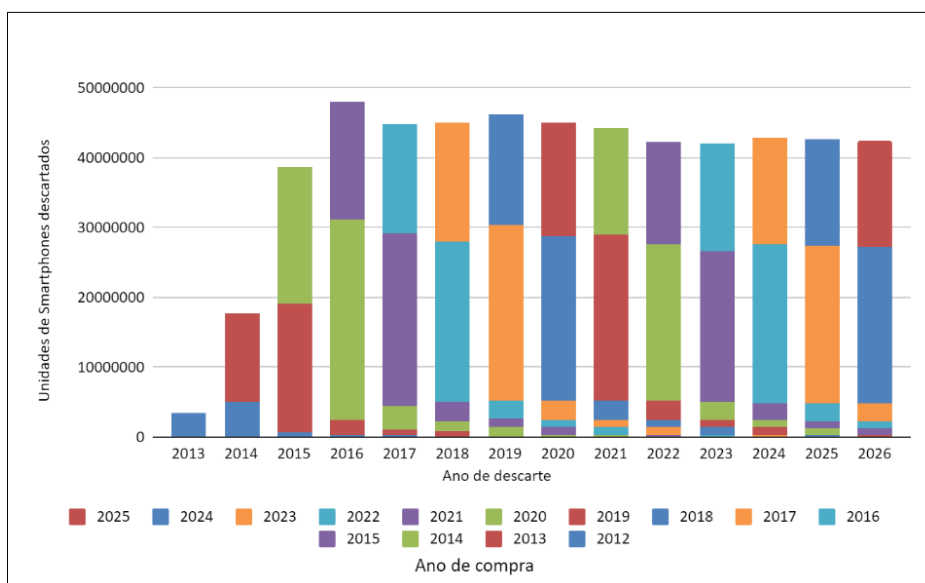


Figura A-2: Estimativa da geração de resíduos de Smartphones por ano. Fonte: Elaborado pelos autores (2022)



## Estimativa de geração de resíduos Smartphones

Ano descarte	Ano de compra do smartphone														(Unidades)	Ano de descarte	1,55E-01	Massa (t)
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025				
2013	3,41E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,41E+06	2013	5,26E+02	
2014	4,99E+06	1,26E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,76E+07	2014	2,72E+03	
2015	5,78E+05	1,85E+07	1,96E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,87E+07	2015	5,98E+03	
2016	2,21E+05	2,14E+06	2,87E+07	1,70E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,80E+07	2016	7,42E+03	
2017	2,30E+05	8,20E+05	3,32E+06	2,49E+07	1,56E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,49E+07	2017	6,93E+03	
2018	1,90E+04	8,55E+05	1,27E+06	2,88E+06	2,29E+07	1,71E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,50E+07	2018	6,96E+03	
2019	1,90E+04	7,04E+04	1,33E+06	1,10E+06	2,65E+06	2,51E+07	1,60E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,62E+07	2019	7,15E+03	
2020	1,90E+04	7,04E+04	1,09E+05	1,15E+06	1,01E+06	2,91E+06	2,34E+07	1,63E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,50E+07	2020	6,95E+03	
2021	0,00E+00	7,04E+04	1,09E+05	9,45E+04	1,06E+06	1,11E+06	2,71E+06	2,39E+07	1,52E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,43E+07	2021	6,84E+03	
2022	0,00E+00	0,00E+00	1,09E+05	9,45E+04	8,70E+04	1,16E+06	1,04E+06	2,77E+06	2,23E+07	1,47E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,22E+07	2022	6,53E+03	
2023	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,45E+04	8,70E+04	9,54E+04	1,08E+06	1,06E+06	2,58E+06	2,16E+07	1,54E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,20E+07	2023	6,49E+03	
2024	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,70E+04	9,54E+04	8,89E+04	1,10E+06	9,86E+05	2,50E+06	2,26E+07	1,53E+07	0,00E+00	0,00E+00	4,28E+07	2024	6,62E+03	
2025	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,54E+04	8,89E+04	9,08E+04	1,03E+06	9,55E+05	2,62E+06	2,25E+07	1,52E+07	0,00E+00	4,26E+07	2025	6,59E+03	
2026	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,89E+04	9,08E+04	8,46E+04	9,96E+05	1,00E+06	2,60E+06	2,24E+07	1,51E+07	4,24E+07	2026	6,55E+03	
2027	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,08E+04	8,46E+04	8,20E+04	1,05E+06	9,96E+05	2,59E+06	2,22E+07	2,71E+07	2027	4,19E+03	
2028	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,46E+04	8,20E+04	8,60E+04	1,04E+06	9,89E+05	2,57E+06	4,85E+06	2028	7,50E+02	
2029	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,20E+04	8,60E+04	8,55E+04	1,03E+06	9,83E+05	2,27E+06	2029	3,51E+02	
2030	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,60E+04	8,55E+04	8,49E+04	1,03E+06	1,28E+06	2030	1,98E+02	
2031	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,55E+04	8,49E+04	8,44E+04	2,55E+05	2031	3,94E+01	
2032	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,49E+04	8,44E+04	1,69E+05	2032	2,62E+01	
2033	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,44E+04	8,44E+04	8,44E+04	2033	1,30E+01	

Dados de entrada para a modelagem dos Cenários 1, 2, 3 e 4.



## Estimativa de geração de resíduos Notebooks

Ano descarte	Ano de compra														(Unidades)	Ano	2,711 Massa (t)	
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025				
2013	6,25E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,25E+05	2013	1.695	
2014	1,25E+06	5,74E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,82E+06	2014	4.945	
2015	2,23E+06	1,15E+06	4,45E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,83E+06	2015	10.372	
2016	1,07E+06	2,05E+06	8,91E+05	2,84E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,29E+06	2016	11.644	
2017	1,43E+06	9,84E+05	1,59E+06	5,67E+05	1,99E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,77E+06	2017	12.929	
2018	8,04E+05	1,31E+06	7,63E+05	1,01E+06	3,98E+05	2,42E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,53E+06	2018	12.284	
2019	2,68E+05	7,38E+05	1,02E+06	4,86E+05	7,11E+05	4,83E+05	2,76E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,98E+06	2019	10.789	
2020	6,25E+05	2,46E+05	5,72E+05	6,48E+05	3,41E+05	8,63E+05	5,51E+05	2,89E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,14E+06	2020	11.213	
2021	6,25E+05	5,74E+05	1,91E+05	3,65E+05	4,55E+05	4,14E+05	9,84E+05	5,78E+05	3,52E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,54E+06	2021	12.300	
2022	0,00E+00	5,74E+05	4,45E+05	1,22E+05	2,56E+05	5,53E+05	4,72E+05	1,03E+06	7,04E+05	4,76E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,63E+06	2022	12.558	
2023	0,00E+00	0,00E+00	4,45E+05	2,84E+05	8,53E+04	3,11E+05	6,30E+05	4,95E+05	1,26E+06	9,52E+05	4,52E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,91E+06	2023	13.312	Dados de entrada para a modelagem dos Cenários 1, 2, 3 e 4.
2024	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,84E+05	1,99E+05	1,04E+05	3,54E+05	6,60E+05	6,03E+05	1,70E+06	9,05E+05	4,48E+05	0,00E+00	0,00E+00	5,26E+06	2024	14.248	
2025	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,99E+05	2,42E+05	1,18E+05	3,71E+05	8,04E+05	8,16E+05	1,62E+06	8,95E+05	4,49E+05	0,00E+00	5,51E+06	2025	14.937	
2026	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,42E+05	2,76E+05	1,24E+05	4,52E+05	1,09E+06	7,76E+05	1,60E+06	8,97E+05	4,67E+05	5,92E+06	2026	16.047	
2027	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,76E+05	2,89E+05	1,51E+05	6,12E+05	1,03E+06	7,67E+05	1,60E+06	9,34E+05	5,66E+06	2027	15.356	
2028	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,89E+05	3,52E+05	2,04E+05	5,82E+05	1,02E+06	7,69E+05	1,67E+06	4,89E+06	2028	13.245	
2029	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,52E+05	4,76E+05	1,94E+05	5,75E+05	1,03E+06	8,00E+05	3,42E+06	2029	9.279	
2030	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,76E+05	4,52E+05	1,92E+05	5,77E+05	1,07E+06	2,76E+06	2030	7.493	
2031	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,52E+05	4,48E+05	1,92E+05	6,00E+05	1,69E+06	2031	4.588	
2032	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,48E+05	4,49E+05	2,00E+05	1,10E+06	2032	2.972	
2033	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,49E+05	4,67E+05	9,16E+05	2033	2.482	
2034	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,67E+05	4,67E+05	4,67E+05	2034	1.266	

## APÊNDICE B – RESULTADOS DA AVALIAÇÃO - PROCESSOS UNITÁRIOS

Tabela B-1- Impactos do processo de esmagamento. Fonte: Elaborado pelos autores (2022)

Esmagamento (1 t)				
Categoria de Impacto	Impacto direto PU1	Água (Tap water)	Energia	Total
PAG	0,00E+00	1,10E-01	4,96E+00	5,07E+00
DOE	0,00E+00	1,47E-07	1,60E-05	1,62E-05
RI	0,00E+00	7,17E-03	9,14E-01	9,20E-01
FO-SH	0,00E+00	2,77E-04	7,30E-03	7,58E-03
FMPF	<b>1,92E+01</b>	3,17E-04	6,32E-03	1,92E+01
FO-ET	0,00E+00	2,81E-04	7,48E-03	7,76E-03
ACID-T	0,00E+00	8,43E-04	1,55E-02	1,63E-02
EUTROF-AD	0,00E+00	3,79E-05	2,89E-04	3,27E-04
EUTROF-M	0,00E+00	6,23E-06	3,88E-04	3,95E-04
ECOT-T	0,00E+00	7,96E-01	5,60E+00	6,40E+00
ECOT-AD	0,00E+00	1,31E-02	1,52E-02	2,83E-02
ECOT-M	0,00E+00	1,70E-02	2,43E-02	4,13E-02
TOXIC-H C	0,00E+00	1,51E-02	2,76E-02	4,27E-02
TOXIC-H NON C	0,00E+00	2,25E-01	1,20E+00	1,43E+00
USO DA TERRA	0,00E+00	7,98E-03	2,10E-01	2,18E-01
DRM	0,00E+00	3,31E-03	1,07E-03	4,38E-03
DRF	0,00E+00	2,84E-02	1,17E+00	1,20E+00
CONS-ÁGUA	0,00E+00	2,84E-01	4,54E-01	7,38E-01

Tabela B-2- Impactos do processo de trituração. Fonte: Elaborado pelos autores (2022)

Trituração				
Categoria de Impacto	Impacto direto PU2	Energia	Água (Tap water)	Total
PAG	0,00E+00	5,41E+01	1,03E-01	5,90E+01
DOE	0,00E+00	1,75E-04	1,31E-07	1,90E-04
RI	0,00E+00	9,98E+00	6,73E-03	1,09E+01
FO-SH	0,00E+00	7,97E-02	2,60E-04	8,71E-02
FMPF	<b>1,74E+01</b>	6,90E-02	2,98E-04	3,55E+01
FO-ET	0,00E+00	8,17E-02	2,64E-04	8,93E-02
ACID-T	0,00E+00	1,69E-01	7,92E-04	1,85E-01
EUTROF-AD	0,00E+00	3,15E-03	3,56E-05	3,50E-03
EUTROF-M	0,00E+00	4,24E-03	5,85E-06	4,62E-03
ECOT-T	0,00E+00	6,12E+01	7,48E-01	6,79E+01
ECOT-AD	0,00E+00	1,66E-01	1,23E-02	2,05E-01
ECOT-M	0,00E+00	2,65E-01	1,60E-02	3,20E-01
TOXIC-H C	0,00E+00	3,01E-01	1,42E-02	3,55E-01
TOXIC-H NON C	0,00E+00	1,31E+01	2,11E-01	1,47E+01
USO DA TERRA	0,00E+00	2,29E+00	7,50E-03	2,51E+00
DRM	0,00E+00	1,17E-02	3,10E-03	1,89E-02
DRF	0,00E+00	1,28E+01	2,67E-02	1,39E+01
CONS-ÁGUA	0,00E+00	4,96E+00	2,67E-01	5,92E+00

Tabela B-3- Impactos do processo de peneiramento. Fonte: Elaborado pelos autores (2022).

Peneiramento			
Categoria de Impacto	Energia para peneirar	Aterro - fração média e fina (365 kg)	Total
PAG	1,89E-01	1,46E+02	1,46E+02
DOE	6,10E-07	7,85E-06	8,46E-06
RI	3,49E-02	1,80E-01	2,15E-01
FO-SH	2,78E-04	2,41E-02	2,44E-02
FMPF	2,41E-04	9,57E-03	9,81E-03
FO-ET	2,85E-04	2,44E-02	2,47E-02
ACID-T	5,91E-04	1,93E-02	1,99E-02
EUTROF-AD	1,10E-05	1,14E-03	1,16E-03
EUTROF-M	1,48E-05	1,22E-01	1,22E-01
ECOT-T	2,14E-01	2,68E+00	2,89E+00
ECOT-AD	5,79E-04	2,28E+01	2,28E+01
ECOT-M	9,25E-04	3,19E+01	3,19E+01
TOXIC-H C	1,05E-03	7,24E-01	7,25E-01
TOXIC-H NON C	4,59E-02	5,31E+02	5,31E+02
USO DA TERRA	8,01E-03	5,12E-01	5,20E-01
DRM	4,09E-05	4,59E-04	5,00E-04
DRF	4,46E-02	8,42E-01	8,87E-01
CONS-ÁGUA	1,73E-02	1,07E-02	2,80E-02

Tabela B-4- Impactos do processo de peneiramento. Fonte: Elaborado pelos autores (2022).

Categoria de Impacto	Impactos diretos PU4	Hidrometalurgia							Total
		Ácido Sulfúrico	Água Tap water	Glicose	NaOH	Na2CO3	Energia	Tratamento de água	
PAG	1,33E+02	4,06E+01	2,65E-01	9,81E+01	8,50E+01	8,33E+01	1,74E+01	1,03E-01	4,58E+02
DOE	0,00E+00	1,28E-05	3,37E-07	5,02E-04	9,58E-05	1,87E-05	5,61E-05	1,02E-06	6,87E-04
RI	0,00E+00	1,05E+00	1,73E-02	4,58E+00	9,46E+00	1,45E+00	3,20E+00	3,86E-02	1,98E+01
FO-SH	0,00E+00	4,33E-01	6,68E-04	2,01E-01	2,11E-01	1,93E-01	2,56E-02	7,09E-04	1,06E+00
FMPF	0,00E+00	1,70E+00	7,65E-04	2,15E-01	1,81E-01	2,06E-01	2,22E-02	4,14E-04	2,33E+00
FO-ET	0,00E+00	4,40E-01	6,77E-04	2,03E-01	2,13E-01	1,95E-01	2,62E-02	7,10E-04	1,08E+00
ACID-T	0,00E+00	5,79E+00	2,03E-03	8,76E-01	3,00E-01	7,32E-01	5,43E-02	1,69E-03	7,76E+00
EUTROF-AD	0,00E+00	6,41E-03	9,15E-05	2,73E-02	3,93E-02	2,83E-02	1,01E-03	8,23E-04	1,03E-01
EUTROF-M	0,00E+00	1,08E-03	1,50E-05	1,11E-01	4,28E-03	2,18E-03	1,36E-03	4,93E-03	1,25E-01
ECOT-T	1,61E-17	6,22E+01	1,92E+00	1,83E+02	1,15E+02	1,07E+02	1,96E+01	6,87E-02	4,89E+02
ECOT-AD	2,54E-01	7,00E-01	3,17E-02	1,32E+00	1,21E+00	1,70E+00	5,33E-02	1,27E-02	5,28E+00
ECOT-M	3,15E-01	9,67E-01	4,11E-02	1,28E+00	1,73E+00	2,39E+00	8,50E-02	1,71E-02	6,83E+00
TOXIC-H C	1,12E-01	5,63E-01	3,65E-02	1,67E+00	2,82E+00	1,93E+00	9,66E-02	4,52E-02	7,27E+00
TOXIC-H NON C	2,16E-02	2,48E+01	5,42E-01	-7,69E+01	5,98E+01	8,30E+01	4,22E+00	1,32E+00	9,68E+01
USO DA TERRA	0,00E+00	1,19E-01	1,93E-02	5,99E+01	9,54E-01	5,14E+00	7,36E-01	2,41E-03	6,69E+01
DRM	0,00E+00	2,23E-01	7,98E-03	1,80E-01	4,70E-02	1,45E+00	3,76E-03	1,01E-04	1,91E+00
DRF	0,00E+00	6,10E+01	6,85E-02	2,40E+01	2,10E+01	1,60E+01	4,10E+00	8,11E-03	1,26E+02
CONS-ÁGUA	0,00E+00	1,83E+01	6,87E-01	2,41E+00	2,33E+00	3,15E+00	1,59E+00	-7,56E-01	2,77E+01

Processos de reciclagem						Impactos evitados	Produção virgem						
Categoria	PU1	PU2	PU3	PU4	Total Reciclagem BR		Impacto da produção de 252 kg de grafite	Impacto da produção de 10 kg de Fe	Impacto da produção de 28,2 kg de Ni	Impacto da produção de 112 kg de Co	Impacto da produção de 18,7 kg de Mn	Impacto da produção de 18,66 kg de Li2CO3	Total virgem
PAG	5,07E+00	5,90E+01	1,46E+02	4,58E+02	6,68E+02	-8,13E+02	9,70E+00	2,17E-01	3,75E+02	9,99E+02	6,21E+01	3,45E+01	1,480,62
DOE	1,62E-05	1,90E-04	8,46E-06	5,62E-01	5,62E-01	5,59E-01	4,59E-06	4,89E-07	4,82E-04	1,98E-03	2,60E-05	1,23E-05	2,51E-03
RI	9,20E-01	1,09E+01	2,15E-01	1,98E+01	3,18E+01	-5,41E+01	5,12E-01	3,00E-02	1,57E+01	6,25E+01	5,68E+00	1,48E+00	8,59E+01
FO-SH	7,58E-03	8,71E-02	2,44E-02	1,06E+00	1,18E+00	-1,18E+01	3,18E-02	2,75E-03	2,55E+00	9,97E+00	3,22E-01	1,31E-01	1,30E+01
FMPF	1,92E+01	3,55E+01	9,81E-03	2,33E+00	5,70E+01	4,09E+01	2,45E-02	3,12E-03	1,27E+01	2,98E+00	3,46E-01	7,45E-02	1,61E+01
FO-ET	7,76E-03	8,93E-02	2,47E-02	1,08E+00	1,20E+00	-1,20E+01	3,23E-02	2,80E-03	2,59E+00	1,01E+01	3,27E-01	1,32E-01	1,32E+01
ACID-T	1,63E-02	1,85E-01	1,99E-02	7,76E+00	7,98E+00	-4,14E+01	4,38E-02	1,94E-03	4,12E+01	7,67E+00	2,79E-01	2,05E-01	4,94E+01
EUTROF-AD	3,27E-04	3,50E-03	1,16E-03	1,03E-01	1,08E-01	-9,08E-01	3,53E-03	8,83E-05	6,77E-01	2,67E-01	3,65E-02	3,25E-02	1,02E+00
EUTROF-M	3,95E-04	4,62E-03	1,22E-01	1,25E-01	2,52E-01	1,51E-01	2,41E-04	8,53E-06	4,96E-02	2,12E-02	1,80E-03	2,82E-02	1,01E-01
ECOT-T	6,40E+00	6,79E+01	2,89E+00	4,89E+02	5,66E+02	-2,76E+04	6,30E+00	5,10E-01	2,68E+04	1,19E+03	7,54E+01	9,68E+01	2,82E+04
ECOT-AD	2,83E-02	2,05E-01	2,28E+01	5,28E+00	2,83E+01	-5,16E+02	1,23E-01	6,24E-03	5,16E+02	1,21E+01	1,55E+01	6,14E-01	5,44E+02
ECOT-M	4,13E-02	3,20E-01	3,19E+01	6,83E+00	3,90E+01	-6,61E+02	1,72E-01	8,76E-03	6,60E+02	1,70E+01	2,23E+01	8,88E-01	7,00E+02
TOXIC-H C	4,27E-02	3,55E-01	7,25E-01	7,27E+00	8,40E+00	-7,84E+02	2,65E-01	1,05E-02	7,33E+01	2,32E+01	6,90E+02	5,13E+00	7,92E+02
TOXIC-H NON C	1,43E+00	1,47E+01	5,31E+02	9,68E+01	6,44E+02	-6,93E+03	6,27E+00	2,76E-01	6,03E+03	1,41E+03	6,28E+01	6,33E+01	7,58E+03
USO DA TERRA	2,18E-01	2,51E+00	5,20E-01	6,69E+01	7,01E+01	-3,16E+01	1,62E-01	3,67E-03	1,42E+01	8,31E+01	1,96E+00	2,30E+00	1,02E+02
DRM	4,38E-03	1,89E-02	5,00E-04	1,91E+00	1,94E+00	-1,12E+03	1,52E-03	4,74E-01	1,13E+02	9,76E+02	4,13E+00	2,56E+01	1,12E+03
DRF	1,20E+00	1,39E+01	8,87E-01	1,26E+02	1,42E+02	-1,94E+02	2,21E+00	6,03E-02	7,50E+01	2,35E+02	1,51E+01	8,49E+00	3,36E+02
CONS-ÁGUA	7,38E-01	5,92E+00	2,80E-02	2,77E+01	3,44E+01	1,49E+01	4,31E-02	2,81E-03	3,75E+00	1,46E+01	4,73E-01	6,96E-01	1,95E+01

## APÊNDICE C – IMPACTOS DA RECICLAGEM NO EXTERIOR E COMPARAÇÃO COM O PROCESSO BRASILEIRO

Tabela C-1- Características processo do exterior. Fonte: Elaborado pelos autores (2022)

<b>Europa</b>	
Processo Piro-Hidrometalúrgico	Fischer et al., 2006 (Ecoinvent) - Pirometalúrgico / Editado para incluir a etapa subsequente da hidrometalurgia / O manganês foi substituído pelo níquel para refletir melhor a situação atual, pois o inventário de Fischer é de 2006 recuperava Mn (dados sobre a taxa de recuperação dos metais em liga retirado de Rajaeifar et al., 2021)
Input de libs	1 tonelada de células entra no forno - sem estágios de pré-tratamento
Saída - Produtos	kg/t
Ferro	40,1
Cobre	63,9
Cobalto	63,9
Níquel	84
Inventário reciclagem piro-hidrometalúrgica	
Inventários utilizados para reciclagem no exterior. O original foi modificado para incluir o inventário hidrometalúrgico	Used Li-ion battery {GLO}  treatment of used Li-ion battery, pyrometallurgical treatment   Cut-off, U EDITADO[BR]_Used Li-ion battery {GLO}  treatment of used Li-ion battery, hydrometallurgical treatment   Cut-off, U
Inventários de produto evitado	
Ferro	Iron ore, beneficiated, 65% Fe {RoW}  iron ore beneficiation to 65% Fe   Cut-off, U
Cobre	Copper {RoW}  production, primary   Cut-off, U
Cobalto	Cobalt {GLO}  production   Cut-off, U
Níquel	Nickel, 99.5% {GLO}  nickel mine operation, sulfidic ore   Cut-off, U

Tabela C-2- Características do processo BR. Fonte: Elaborado pelos autores (2022)

<b>Brasil</b>	
Processo Hidrometalúrgico com pré-tratamento	Dados primários/estimados
Input	1 tonelada de células entrando no processo de pré-tratamento 505kg por tonelada entra no processo hidrometalúrgico
Saída de produtos	kg/t
Cobalto	112
Níquel	28,2
Manganês	18,7
Ferro	10
Carbonato de lítio	18,66
Grafite	252
Inventários de produto evitado	
Cobalto	Cobalt {GLO}  production   Cut-off, U
Níquel	Nickel, 99.5% {GLO}  nickel mine operation, sulfidic ore   Cut-off, U
Manganês	Manganese {RoW}  production   Cut-off, U
Ferro	Iron ore, beneficiated, 65% Fe {RoW}  iron ore beneficiation to 65% Fe   Cut-off, U
Carbonato de lítio	Lithium carbonate {GLO}  production, from concentrated brine   Cut-off, U
Grafite	Graphite {RoW}  production   Cut-off, U

Tabela C-3- Comparação dos dois processos de reciclagem. Fonte: Elaborado pelos autores (2022).

<b>Categoria</b>	<b>Impactos Reciclagem (BR)</b>	<b>Total líquido de Impactos evitados (BR)</b>	<b>Impactos reciclagem no Exterior</b>	<b>Total líquido do impacto evitado Exterior</b>
PAG	6,63E+02	-8,21E+02	1,47E+03	-321,10
DOE	8,87E-04	-1,62E-03	9,18E-04	-2,98E-03
RI	3,09E+01	-5,52E+01	1,49E+02	8,07E+01
FO-SH	1,18E+00	-1,18E+01	4,25E+00	-1,31E+01
FMPF	3,89E+01	2,28E+01	3,57E+00	-3,92E+01
FO-ET	1,19E+00	-1,20E+01	4,27E+00	-1,37E+01
ACID-T	7,96E+00	-4,15E+01	5,69E+00	-1,21E+02
EUTROF-AD	1,08E-01	-9,08E-01	5,99E-01	-1,34E+01
EUTROF-M	2,51E-01	1,50E-01	3,16E-01	-4,07E-02
ECOT-T	5,60E+02	-2,77E+04	2,80E+03	-1,42E+06
ECOT-AD	2,83E+01	-5,17E+02	4,70E+01	-1,19E+04
ECOT-M	3,90E+01	-6,63E+02	6,52E+01	-1,53E+04
TOXIC-H C	8,36E+00	-7,84E+02	1,21E+02	-1,09E+03
TOXIC-H NON C	6,43E+02	-6,95E+03	1,67E+03	-1,83E+05
USO DA TERRA	6,99E+01	-3,18E+01	1,37E+01	-1,06E+02
DRM	1,93E+00	-1,12E+03	4,00E-01	-9,01E+02
DRF	1,41E+02	-1,96E+02	3,38E+02	-1,01E+02
CONS-ÁGUA	3,37E+01	1,41E+01	1,80E+01	-1,42E+01

Categoria	Reciclagem - Processo PR- HR	Transporte	Total para ir e reciclar no exterior	Total líquido do impacto evitado	Impacto evitado da recuperação de Co (63,9 kg/t)	Impacto evitado da recuperação de Cu (84 kg/t)	Impacto evitado da recuperação de Fe (40,1 kg/t)	Impacto evitado da recuperação de Ni (63,9 kg/t)	Total do impacto evitado
PAG	1,24E+03	9,20E+01	1,47E+03	1,47E+03	-5,70E+02	-3,71E+02	-8,70E-01	-8,53E+02	-1,79E+03
DOE	8,85E-04	5,71E-05	9,18E-04	-2,98E-03	-1,13E-03	-8,99E-04	-1,96E-06	-1,09E-03	-3,12E-03
RI	1,22E+02	6,98E-01	1,49E+02	8,07E+01	-3,57E+01	-8,40E+00	-1,20E-01	-3,57E+01	-7,99E+01
FO-SH	2,63E+00	1,18E+00	4,25E+00	-1,31E+01	-5,69E+00	-3,71E+00	-1,10E-02	-5,78E+00	-1,52E+01
FMPF	3,02E+00	3,95E-01	3,57E+00	-3,92E+01	-1,70E+00	-1,42E+01	-1,25E-02	-2,82E+01	-4,41E+01
FO-ET	2,65E+00	1,18E+00	4,27E+00	-1,37E+01	-5,78E+00	-3,77E+00	-1,12E-02	-5,87E+00	-1,54E+01
ACID-T	4,72E+00	1,23E+00	5,69E+00	-1,21E+02	-4,38E+00	-4,22E+01	-7,80E-03	-9,35E+01	-1,40E+02
EUTROF-AD	4,98E-01	1,04E-03	5,99E-01	-1,34E+01	-1,52E-01	-4,83E+00	-3,54E-04	-1,53E+00	-6,51E+00
EUTROF-M	3,43E-01	7,60E-05	3,16E-01	-4,07E-02	-1,21E-02	-1,20E-01	-3,41E-05	-1,13E-01	-2,45E-01
ECOT-T	1,78E+03	7,10E+02	2,80E+03	-1,42E+06	-6,75E+02	-4,97E+05	-2,05E+00	-6,08E+04	-5,58E+05
ECOT-AD	4,93E+01	1,67E-01	4,70E+01	-1,19E+04	-6,88E+00	-4,15E+03	-2,50E-02	-1,17E+03	-5,33E+03
ECOT-M	6,76E+01	5,93E-01	6,52E+01	-1,53E+04	-9,72E+00	-5,35E+03	-3,51E-02	-1,50E+03	-6,86E+03
TOXIC-H C	3,90E+01	2,98E-01	1,21E+02	-1,09E+03	-1,33E+01	-3,36E+02	-4,22E-02	-1,66E+02	-5,15E+02
TOXIC-H NON C	1,66E+03	1,24E+01	1,67E+03	-1,83E+05	-8,07E+02	-6,45E+04	-1,11E+00	-1,37E+04	-7,90E+04
USO DA TERRA	1,22E+01	3,30E-02	1,37E+01	-1,06E+02	-4,74E+01	-2,23E+01	-1,47E-02	-3,22E+01	-1,02E+02
DRM	2,41E+00	6,23E-03	4,00E-01	-9,01E+02	-5,56E+02	-8,49E+01	-1,90E+00	-2,55E+02	-8,98E+02
DRF	2,65E+02	2,86E+01	3,38E+02	-1,01E+02	-1,34E+02	-9,64E+01	-2,42E-01	-1,70E+02	-4,01E+02
CONS-ÁGUA	1,76E+01	1,40E-02	1,80E+01	-1,42E+01	-8,30E+00	-7,82E+00	-1,13E-02	-8,52E+00	-2,47E+01

# APÊNDICE D – BALANÇO DE MASSA E AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DOS CENÁRIOS MODELADOS COM FLUXO DE REFERÊNCIA DE 1 t

Legenda		Pior desempenho
		Melhor desempenho

Unidade	Categoria de Impacto	Desempenho total dos cenários				Impactos evitados				Desempenho líquido			
		CN1	CN2	CN3	CN4	-CN1	-CN2	-CN3	-CN4	CN1	CN2	CN3	CN4
kg CO2 eq	PAG	7,72E+02	8,05E+02	8,00E+02	7,94E+02	-5,38E+01	-1,81E+02	-2,08E+02	-7,09E+02	7,18E+02	6,24E+02	5,92E+02	8,49E+01
kg CFC11 eq	DOE	7,54E-05	8,56E-03	2,40E-02	2,11E-01	-9,36E-05	-3,14E-04	-3,58E-04	-1,21E-03	-1,83E-05	8,24E-03	2,36E-02	2,10E-01
kBq Co-60 eq	RI	4,62E+00	1,24E+01	1,26E+01	2,78E+01	-2,40E+00	-8,32E+00	-9,98E+00	-3,81E+01	2,23E+00	4,07E+00	2,65E+00	-1,04E+01
kg NOx eq	FO-SH	1,95E-01	4,35E-01	4,47E-01	9,61E-01	-4,56E-01	-1,54E+00	-1,77E+00	-6,15E+00	-2,61E-01	-1,10E+00	-1,33E+00	-5,19E+00
kg PM2.5 eq	FMPF	1,43E-01	1,20E+00	2,75E+00	2,18E+01	-1,32E+00	-4,18E+00	-4,35E+00	-1,08E+01	-1,18E+00	-2,98E+00	-1,60E+00	1,11E+01
kg NOx eq	FO-ET	1,97E-01	4,39E-01	4,51E-01	9,72E-01	-4,63E-01	-1,56E+00	-1,80E+00	-6,24E+00	-2,66E-01	-1,12E+00	-1,35E+00	-5,27E+00
kg SO2 eq	ACID-T	2,62E-01	7,32E-01	9,20E-01	3,78E+00	-4,20E+00	-1,33E+01	-1,37E+01	-3,37E+01	-3,94E+00	-1,25E+01	-1,28E+01	-2,99E+01
kg P eq	EUTROF-AD	2,97E-02	6,01E-02	6,02E-02	1,11E-01	-1,95E-01	-5,99E-01	-5,91E-01	-1,15E+00	-1,66E-01	-5,39E-01	-5,31E-01	-1,04E+00
kg N eq	EUTROF-M	8,08E-01	7,71E-01	7,58E-01	5,48E-01	-7,35E-03	-2,34E-02	-2,46E-02	-6,37E-02	8,01E-01	7,47E-01	7,33E-01	4,85E-01
kg 1,4-DCB	ECOT-T	8,64E+01	2,43E+02	2,46E+02	5,29E+02	-1,68E+04	-5,06E+04	-4,85E+04	-7,90E+04	-1,67E+04	-5,04E+04	-4,83E+04	-7,85E+04
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	4,20E+02	3,92E+02	3,82E+02	2,33E+02	-1,60E+02	-4,87E+02	-4,73E+02	-8,44E+02	2,61E+02	-9,47E+01	-9,06E+01	-6,11E+02
kg 1,4-DCB	ECOT-M	5,51E+02	5,14E+02	5,01E+02	3,06E+02	-2,06E+02	-6,27E+02	-6,09E+02	-1,09E+03	3,45E+02	-1,13E+02	-1,08E+02	-7,81E+02
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	1,61E+01	1,74E+01	1,71E+01	1,57E+01	-1,55E+01	-5,67E+01	-7,31E+01	-3,23E+02	6,19E-01	-3,94E+01	-5,60E+01	-3,07E+02
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	9,06E+03	8,47E+03	8,27E+03	5,09E+03	-2,37E+03	-7,21E+03	-7,00E+03	-1,24E+04	6,69E+03	1,26E+03	1,27E+03	-7,27E+03
m2a crop eq	USO DA TERRA	1,77E+00	3,45E+00	5,28E+00	2,85E+01	-3,06E+00	-1,05E+01	-1,24E+01	-4,60E+01	-1,29E+00	-7,05E+00	-7,15E+00	-1,74E+01
kg Cu eq	DRM	7,52E-02	2,49E-01	2,90E-01	1,03E+00	-2,69E+01	-9,54E+01	-1,18E+02	-4,78E+02	-2,69E+01	-9,52E+01	-1,17E+02	-4,77E+02
kg oil eq	DRF	1,21E+01	3,16E+01	3,39E+01	9,17E+01	-1,20E+01	-4,05E+01	-4,65E+01	-1,60E+02	3,37E-02	-8,91E+00	-1,26E+01	-6,85E+01
m3	CONS-ÁGUA	5,86E-01	2,15E+00	3,01E+00	1,51E+01	-7,40E-01	-2,47E+00	-2,82E+00	-9,48E+00	-1,54E-01	-3,21E-01	1,90E-01	5,65E+00

Cenário 1 - Balanço de Massa (1 t)					
Etapa	Fluxo	Smartphones	Notebooks	Total	Descrição
<b>Descarte (Produtos)</b>	<b>Mix descartado</b>	3.223	1.285	4.507	Massa (kg) dos produtos descartados (Mix: 71,7% Smartphones / 28,3% Notebooks)
	<b>LR (6%)</b>	193	77	270	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pela LR
<b>Coleta (Produtos)</b>	<b>Informal (47%)</b>	1.515	604	2.118	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pelo canal informal
	<b>Lixo Comum (47%)</b>	1.515	604	2.118	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pelo canal de lixo comum
<b>Triagem/desmontagem</b>	<b>LIBs</b>	53	7,2	60	Massa (kg) das baterias: LIBs são 27,3% da massa total de Smartphones coletados e 9,36% da massa total de Notebooks coletados
	<b>Exterior (50%)</b>	26	4	<b>30</b>	Massa (kg) de células enviadas ao exterior para reciclagem
<b>Reciclagem</b>	<b>Brasil</b>	-	-	-	Cenário 1 não existe reciclagem no Brasil
	<b>Aterro Classe II - Informal (100%)</b>	413,49	56,40	469,89	Massa (kg) total de células coletadas pelo informal é destinada para aterro comum
<b>posição final</b> (27,3% da massa total de Smartphones coletado é LIBs / 9,36% da massa total de Notebooks coletados é LIBs)	<b>Aterro Classe II - Lixo Comum (100%)</b>	413,49	56,40	469,89	Massa (kg) total de células coletadas junto ao lixo comum é destinada para aterro comum
	<b>Aterro Classe I - Células LIBs desmontadas (50%)</b>	26	4	30	50% da massa (kg) de células coletadas pela LR é destinada a aterro para resíduos perigosos
	<b>Total enviado para aterro (BR)</b>	853	116	<b>970</b>	Municipal solid waste {RoW}  treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U
<b>Outros componentes dos produtos - destinados à outras cadeias de reciclagem</b>	Ex. Placas de circuito impresso / Fios/ Telas/	2.202,28	1.094,86	3.508	Não incluído na fronteira do sistema

Unidade	Categoria de Impacto	Reciclagem Exterior - 30kg	Transporte interm. (6tkm)	Transporte Marítimo (280tkm)	Aterro (970kg)	Total do cenário 1	Impacto líquido total evitado do cenário 1	Impacto-Evitado - Co (1,9 kg)	Impacto-Evitado - Cu (2,52 kg)	Impacto-Evitado - Ni (1,9 kg)	Impacto-Evitado - Fe (1,2 kg)	Total Impactos evitados	Total somente reciclagem
kg CO2 eq	PAG	3,72E+01	1,07E+00	1,69E+00	7,32E+02	7,72E+02	7,18E+02	-1,71E+01	-1,11E+01	-2,56E+01	-0,0261	-5,38E+01	3,72E+01
kg CFC11 eq	DOE	2,66E-05	4,92E-07	1,22E-06	4,71E-05	7,54E-05	-1,83E-05	-3,39E-05	-2,70E-05	-3,27E-05	-5,88E-08	-9,36E-05	2,66E-05
kBq Co-60 eq	RI	3,66E+00	8,40E-03	1,25E-02	9,42E-01	4,62E+00	2,23E+00	-1,07E+00	-2,52E-01	-1,07E+00	-0,0036	-2,40E+00	3,66E+00
kg NOx eq	FO-SH	7,89E-02	4,50E-03	3,07E-02	8,11E-02	1,95E-01	-2,61E-01	-1,71E-01	-1,11E-01	-1,73E-01	-0,00033	-4,56E-01	7,89E-02
kg PM2.5 eq	FMPF	9,06E-02	1,05E-03	1,08E-02	4,07E-02	1,43E-01	-1,18E+00	-5,10E-02	-4,26E-01	-8,46E-01	-0,000375	-1,32E+00	9,06E-02
kg NOx eq	FO-ET	7,95E-02	4,54E-03	3,09E-02	8,20E-02	1,97E-01	-2,66E-01	-1,73E-01	-1,13E-01	-1,76E-01	-0,000336	-4,63E-01	7,95E-02
kg SO2 eq	ACID-T	1,42E-01	2,75E-03	3,39E-02	8,42E-02	2,62E-01	-3,94E+00	-1,31E-01	-1,27E+00	-2,81E+00	-0,000234	-4,20E+00	1,42E-01
kg P eq	EUTROF-AD	1,49E-02	2,09E-05	1,02E-05	1,47E-02	2,97E-02	-1,66E-01	-4,56E-03	-1,45E-01	-4,59E-02	-1,06E-05	-1,95E-01	1,49E-02
kg N eq	EUTROF-M	1,03E-02	1,48E-06	7,98E-07	7,98E-01	8,08E-01	8,01E-01	-3,63E-04	-3,60E-03	-3,39E-03	-1,02E-06	-7,35E-03	1,03E-02
kg 1,4-DCB	ECOT-T	5,34E+01	1,76E+01	3,69E+00	1,17E+01	8,64E+01	-1,67E+04	-2,03E+01	-1,49E+04	-1,82E+03	-0,0615	-1,68E+04	5,34E+01
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	1,48E+00	4,01E-03	1,00E-03	4,19E+02	4,20E+02	2,61E+02	-2,06E-01	-1,25E+02	-3,51E+01	-0,00075	-1,60E+02	1,48E+00
kg 1,4-DCB	ECOT-M	2,03E+00	1,43E-02	3,47E-03	5,49E+02	5,51E+02	3,45E+02	-2,92E-01	-1,61E+02	-4,50E+01	-0,001053	-2,06E+02	2,03E+00
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	1,17E+00	2,46E-03	6,47E-03	1,49E+01	1,61E+01	6,19E-01	-3,99E-01	-1,01E+01	-4,98E+00	-0,001266	-1,55E+01	1,17E+00
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	4,98E+01	2,93E-01	7,75E-02	9,01E+03	9,06E+03	6,69E+03	-2,42E+01	-1,94E+03	-4,11E+02	-0,0333	-2,37E+03	4,98E+01
m2a crop eq	USO DA TERRA	3,66E-01	4,85E-04	5,06E-04	1,40E+00	1,77E+00	-1,29E+00	-1,42E+00	-6,69E-01	-9,66E-01	-0,000441	-3,06E+00	3,66E-01
kg Cu eq	DRM	7,23E-02	1,54E-04	3,23E-05	2,75E-03	7,52E-02	-2,69E+01	-1,67E+01	-2,55E+00	-7,65E+00	-0,057	-2,69E+01	7,23E-02
kg oil eq	DRF	7,95E+00	3,48E-01	5,05E-01	3,25E+00	1,21E+01	3,37E-02	-4,02E+00	-2,89E+00	-5,10E+00	-0,00726	-1,20E+01	7,95E+00
m3	CONS-ÁGUA	5,28E-01	3,49E-04	6,86E-05	5,71E-02	5,86E-01	-1,54E-01	-2,49E-01	-2,35E-01	-2,56E-01	-0,000339	-7,40E-01	5,28E-01

Cenário 2 - Balanço de Massa (1 t de LIBs)					
Etapa	Fluxo	Smartphones	Notebooks	Total	Descrição
<b>Descarte (Produtos)</b>	<b>Mix descartado</b>	3.223	1.285	4.507	Massa (kg) dos produtos descartados (Mix: 71,7% Smartphones / 28,3% Notebooks)
	<b>LR (12%)</b>	387	154	541	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pela LR
<b>Coleta (Produtos)</b>	<b>Informal (44%)</b>	1.418	565	1.983	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pelo canal informal
	<b>Lixo Comum (44%)</b>	1.418	565	1.983	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pelo canal de lixo comum
<b>Triagem/desmontagem</b>	<b>LIBs</b>	106	14,4	120	Massa (kg) das baterias: LIBs são 27,3% da massa total de Smartphones coletados e 9,36% da massa total de Notebooks coletados
	<b>Exterior (75%)</b>	79	11	90	Massa (kg) de células enviadas ao exterior para reciclagem
<b>Reciclagem</b>	<b>Brasil (12,5%)</b>	13,2	1,8	15,0	Tecnologia hidrometalúrgica implantada no Brasil
	<b>Aterro Classe II - Informal (100%)</b>	387,10	52,80	439,90	Massa (kg) total de células coletadas pelo informal é destinada para aterro comum
<b>posição final</b> (27,3% da massa total de Smartphones coletado é LIBs / 9,36% da massa total de Notebooks coletados é LIBs)	<b>Aterro Classe II - Lixo Comum (100%)</b>	387,10	52,80	439,90	Massa (kg) total de células coletadas junto ao lixo comum é destinada para aterro comum
	<b>Aterro Classe I - Células LIBs desmontadas (12,5%)</b>	13	2	15	50% da massa (kg) de células coletadas pela LR é destinada a aterro para resíduos perigosos
	<b>Total enviado para aterro (BR)</b>	787	107	895	Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U
<b>Outros componentes dos produtos - destinados à outras cadeias de reciclagem</b>	Ex. Placas de circuito impresso / Fios/ Telas/	2.061,71	1.024,98	3.508	Não incluído na fronteira do sistema

Unidade	Categoria de Impacto	Reciclagem Exterior (90 kg)	Reciclagem no BR (15 kg)	Transporte interm. (18 tkm)	Transporte Marítimo (842 tkm)	Aterro (895 kg)	Total cenário 2	Impacto evitado BR ( 6,6 kg de material eletrolítico)	Impacto total evitado exterior	Resultado Líquido do cenário 2
kg CO2 eq	PAG	1,00E+04	1,00E+01	3,20E+00	5,08E+00	6,75E+02	1,07E+04	-1,94E+01	-1,61E+02	6,24E+02
kg CFC11 eq	DOE	7,17E-03	8,43E-03	1,48E-06	3,66E-06	4,34E-05	1,56E-02	-3,27E-05	-2,81E-04	8,24E-03
kg Co-60 eq	RI	9,88E+02	4,77E-01	2,52E-02	3,76E-02	8,69E-01	9,90E+02	-1,13E+00	-7,19E+00	4,07E+00
kg NOx eq	FO-SH	2,13E+01	1,78E-02	1,35E-02	9,22E-02	7,48E-02	2,15E+01	-1,70E-01	-1,37E+00	-1,10E+00
kg PM2.5 eq	FMPF	2,45E+01	8,56E-01	3,16E-03	3,24E-02	3,76E-02	2,54E+01	-2,11E-01	-3,97E+00	-2,98E+00
kg NOx eq	FO-ET	2,15E+01	1,80E-02	1,36E-02	9,28E-02	7,57E-02	2,17E+01	-1,72E-01	-1,39E+00	-1,12E+00
kg SO2 eq	ACID-T	3,82E+01	1,20E-01	8,26E-03	1,02E-01	7,77E-02	3,85E+01	-6,47E-01	-1,26E+01	-1,25E+01
kg P eq	EUTROF-AD	4,03E+00	1,62E-03	6,27E-05	3,07E-05	1,36E-02	4,05E+00	-1,33E-02	-5,86E-01	-5,39E-01
kg N eq	EUTROF-M	2,78E+00	3,78E-03	4,44E-06	2,40E-06	7,36E-01	3,52E+00	-1,32E-03	-2,21E-02	7,47E-01
kg 1,4-DCB	ECOT-T	1,44E+04	8,49E+00	5,28E+01	1,11E+01	1,08E+01	1,45E+04	-3,69E+02	-5,03E+04	-5,04E+04
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	3,99E+02	4,24E-01	1,20E-02	3,01E-03	3,87E+02	7,87E+02	-7,13E+00	-4,79E+02	-9,47E+01
kg 1,4-DCB	ECOT-M	5,48E+02	5,86E-01	4,30E-02	1,04E-02	5,07E+02	1,06E+03	-9,18E+00	-6,17E+02	-1,13E+02
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	3,16E+02	1,26E-01	7,37E-03	1,94E-02	1,37E+01	3,30E+02	-1,04E+01	-4,64E+01	-3,94E+01
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	1,34E+04	9,66E+00	8,79E-01	2,33E-01	8,31E+03	2,18E+04	-9,92E+01	-7,11E+03	1,26E+03
m2a crop eq	USO DA TERRA	9,88E+01	1,05E+00	1,45E-03	1,52E-03	1,30E+00	1,01E+02	-1,33E+00	-9,17E+00	-7,05E+00
kg Cu eq	DRM	1,95E+01	2,90E-02	4,63E-04	9,72E-05	2,54E-03	1,96E+01	-1,46E+01	-8,08E+01	-9,52E+01
kg oil eq	DRF	2,15E+03	2,13E+00	1,05E+00	1,52E+00	3,00E+00	2,15E+03	-4,41E+00	-3,61E+01	-8,91E+00
m3	CONS-ÁGUA	1,43E+02	5,16E-01	1,05E-03	2,06E-04	5,27E-02	1,43E+02	-2,56E-01	-2,22E+00	-3,21E-01

Cenário 3 - Balanço de Massa (1t de LIBs)					
Etapa	Fluxo	Smartphones	Notebooks	Total	Descrição
<b>Descarte (Produtos)</b>	<b>Mix descartado</b>	3.223	1.285	4.507	Massa (kg) dos produtos descartados (Mix: 71,7% Smartphones / 28,3% Notebooks)
	<b>LR (17%)</b>	548	218	766	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pela LR
<b>Coleta (Produtos)</b>	<b>Informal (41,5%)</b>	1.337	533	1.871	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pelo canal informal
	<b>Lixo Comum(41,5%)</b>	1.337	533	1.871	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pelo canal de lixo comum
<b>Triagem/desmontagem</b>	<b>LIBs</b>	150	20,4	170	Massa (kg) das baterias: LIBs são 27,3% da massa total de Smartphones coletados e 9,36% da massa total de Notebooks coletados
	<b>Exterior (50%)</b>	75	10	85	Massa (kg) de células enviadas ao exterior para reciclagem
<b>Reciclagem</b>	<b>Brasil (25%)</b>	37,4	5,1	42,5	Tecnologia hidrometalúrgica implantada no Brasil
	<b>Aterro Classe II - Informal (100%)</b>	365,11	49,80	414,90	Massa (kg) total de células coletadas pelo informal é destinada para aterro comum
	<b>Aterro Classe II - Lixo Comum (100%)</b>	365,11	49,80	414,90	Massa (kg) total de células coletadas junto ao lixo comum é destinada para aterro comum
<b>posição final</b> (27,3% da massa total de Smartphones coletado é LIBs / 9,36% da massa total de Notebooks coletados é LIBs)	<b>Aterro Classe I - Células LIBs desmontadas (12,5%)</b>	37	5	42,5	50% da massa (kg) de células coletadas pela LR é destinada a aterro para resíduos perigosos
	<b>Total enviado para aterro (BR)</b>	768	105	<b>872,3</b>	Municipal solid waste {RoW}  treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U
<b>Outros componentes dos produtos - destinados à outras cadeias de reciclagem</b>	Ex. Placas de circuito impresso / Fios/ Telas/	1.944,56	966,74	3.507	Não incluído na fronteira do sistema

Unidade	Categoria de Impacto	Reciclagem Exterior (PR) - 85 kg	Reciclagem no BR (42,5 kg)	Transporte interm. (17 tkm)	Transporte Marítimo (796 tkm)	Aterro (872,5 kg)	Total do cenário 3	Impacto evitado BR (18,7 kg material eletrolítico)	Impacto total evitado exterior	Impacto líquido do cenário 3
kg CO2 eq	PAG	1,05E+02	2,84E+01	3,03E+00	4,80E+00	6,58E+02	8,00E+02	-5,49E+01	-1,53E+02	5,92E+02
kg CFC11 eq	DOE	7,52E-05	2,39E-02	1,39E-06	3,45E-06	4,23E-05	2,40E-02	-9,27E-05	-2,65E-04	2,36E-02
kBq Co-60 eq	RI	1,04E+01	1,35E+00	2,38E-02	3,55E-02	8,47E-01	1,26E+01	-3,19E+00	-6,79E+00	2,65E+00
kg NOx eq	FO-SH	2,24E-01	5,03E-02	1,27E-02	8,72E-02	7,29E-02	4,47E-01	-4,82E-01	-1,29E+00	-1,33E+00
kg PM2.5 eq	FMPF	2,57E-01	2,42E+00	2,98E-03	3,06E-02	3,66E-02	2,75E+00	-5,97E-01	-3,75E+00	-1,60E+00
kg NOx eq	FO-ET	2,25E-01	5,10E-02	1,29E-02	8,77E-02	7,38E-02	4,51E-01	-4,88E-01	-1,31E+00	-1,35E+00
kg SO2 eq	ACID-T	4,01E-01	3,39E-01	7,80E-03	9,62E-02	7,57E-02	9,20E-01	-1,83E+00	-1,19E+01	-1,28E+01
kg P eq	EUTROF-AD	4,23E-02	4,60E-03	5,92E-05	2,90E-05	1,32E-02	6,02E-02	-3,76E-02	-5,54E-01	-5,31E-01
kg N eq	EUTROF-M	2,92E-02	1,07E-02	4,20E-06	2,27E-06	7,18E-01	7,58E-01	-3,75E-03	-2,08E-02	7,33E-01
kg 1,4-DCB	ECOT-T	1,51E+02	2,41E+01	4,98E+01	1,05E+01	1,05E+01	2,46E+02	-1,05E+03	-4,75E+04	-4,83E+04
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	4,19E+00	1,20E+00	1,14E-02	2,85E-03	3,77E+02	3,82E+02	-2,02E+01	-4,53E+02	-9,06E+01
kg 1,4-DCB	ECOT-M	5,75E+00	1,66E+00	4,07E-02	9,86E-03	4,94E+02	5,01E+02	-2,60E+01	-5,83E+02	-1,08E+02
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	3,32E+00	3,57E-01	6,96E-03	1,84E-02	1,34E+01	1,71E+01	-2,93E+01	-4,38E+01	-5,60E+01
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	1,41E+02	2,74E+01	8,30E-01	2,20E-01	8,10E+03	8,27E+03	-2,81E+02	-6,72E+03	1,27E+03
m2a crop eq	USO DA TERRA	1,04E+00	2,98E+00	1,37E-03	1,44E-03	1,26E+00	5,28E+00	-3,77E+00	-8,66E+00	-7,15E+00
kg Cu eq	DRM	2,05E-01	8,23E-02	4,37E-04	9,18E-05	2,48E-03	2,90E-01	-4,14E+01	-7,63E+01	-1,17E+02
kg oil eq	DRF	2,25E+01	6,04E+00	9,87E-01	1,43E+00	2,92E+00	3,39E+01	-1,25E+01	-3,41E+01	-1,26E+01
m3	CONS-ÁGUA	1,50E+00	1,46E+00	9,88E-04	1,95E-04	5,14E-02	3,01E+00	-7,25E-01	-2,10E+00	1,90E-01

Cenário 4 - Balanço de Massa (1t de LIBs)					
Etapa	Fluxo	Smartphones	Notebooks	Total	Descrição
<b>Descarte (Produtos)</b>	<b>Mix descartado</b>	3.223	1.285	4.507	Massa (kg) dos produtos descartados (Mix: 71,7% Smartphones / 28,3% Notebooks)
	<b>LR (50%)</b>	1.611	642	2.254	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pela LR
<b>Coleta (Produtos)</b>	<b>Informal (25%)</b>	806	321	1.127	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pelo canal informal
	<b>Lixo Comum (25%)</b>	806	321	1.127	Massa (kg) dos produtos inteiros coletados pelo canal de lixo comum
<b>Triagem/desmontagem</b>	<b>LIBs</b>	440	60,0	500	Massa (kg) das baterias: LIBs são 27,3% da massa total de Smartphones coletados e 9,36% da massa total de Notebooks coletados
	<b>Exterior (25%)</b>	110	15	125	Massa (kg) de células enviadas ao exterior para reciclagem
<b>Reciclagem</b>	<b>Brasil (75%)</b>	329,9	45,0	375	Tecnologia hidrometalúrgica - Brasil
	<b>Aterro Classe II - Informal (100%)</b>	219,94	30,00	249,94	Massa (kg) total de células coletadas pelo informal é destinada para aterro comum
<b>posição final</b> (27,3% da massa total de Smartphones coletado é LIBs / 9,36% da massa total de Notebooks coletados é LIBs)	<b>Aterro Classe II - Lixo Comum (100%)</b>	219,94	30,00	249,94	Massa (kg) total de células coletadas junto ao lixo comum é destinada para aterro comum
	<b>Aterro Classe I - Células LIBs desmontadas (0)</b>	0	0	0	Não há envio de LIBs para aterro da origem LR - todo o valor coletado é reciclado
	<b>Total enviado para aterro (BR)</b>	440	60	<b>500</b>	Municipal solid waste {RoW}  treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U
<b>Outros componentes dos produtos - destinados à outras cadeias de reciclagem</b>	Ex. Placas de circuito impresso / Fios/ Telas/	1.171,42	582,37	3.508	Não incluído na fronteira do sistema

Unidade	Categoria de Impacto	Reciclagem Exterior - 125 kg	Reciclagem no BR (375 kg)	Transporte interm. (25 tkm)	Transporte Marítimo (1170 tkm)	Aterro (500 kg)	Total impactos Cenário 4	Impacto evitado BR (165kg de material eletrolítico)	Impacto total evitado exterior	Impacto líquido do cenário 4
kg CO2 eq	PAG	1,55E+02	2,50E+02	4,45E+00	7,06E+00	3,77E+02	7,94E+02	-4,85E+02	-2,24E+02	8,49E+01
kg CFC11 eq	DOE	1,11E-04	2,11E-01	2,05E-06	5,09E-06	2,43E-05	2,11E-01	-8,18E-04	-3,90E-04	2,10E-01
κBq Co-60 eq	RI	1,53E+01	1,19E+01	3,50E-02	5,22E-02	4,85E-01	2,78E+01	-2,81E+01	-9,99E+00	-1,04E+01
kg NOx eq	FO-SH	3,29E-01	4,44E-01	1,87E-02	1,28E-01	4,18E-02	9,61E-01	-4,25E+00	-1,90E+00	-5,19E+00
kg PM2.5 eq	FMPF	3,78E-01	2,14E+01	4,39E-03	4,49E-02	2,10E-02	2,18E+01	-5,27E+00	-5,51E+00	1,11E+01
kg NOx eq	FO-ET	3,31E-01	4,50E-01	1,89E-02	1,29E-01	4,23E-02	9,72E-01	-4,31E+00	-1,93E+00	-5,27E+00
kg SO2 eq	ACID-T	5,90E-01	2,99E+00	1,15E-02	1,41E-01	4,34E-02	3,78E+00	-1,62E+01	-1,75E+01	-2,99E+01
kg P eq	EUTROF-AD	6,23E-02	4,06E-02	8,70E-05	4,26E-05	7,58E-03	1,11E-01	-3,32E-01	-8,14E-01	-1,04E+00
kg N eq	EUTROF-M	4,29E-02	9,44E-02	6,17E-06	3,33E-06	4,11E-01	5,48E-01	-3,30E-02	-3,06E-02	4,85E-01
kg 1,4-DCB	ECOT-T	2,23E+02	2,12E+02	7,33E+01	1,54E+01	6,04E+00	5,29E+02	-9,23E+03	-6,98E+04	-7,85E+04
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	6,16E+00	1,06E+01	1,67E-02	4,18E-03	2,16E+02	2,33E+02	-1,78E+02	-6,66E+02	-6,11E+02
kg 1,4-DCB	ECOT-M	8,45E+00	1,46E+01	5,98E-02	1,45E-02	2,83E+02	3,06E+02	-2,30E+02	-8,57E+02	-7,81E+02
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	4,88E+00	3,15E+00	1,02E-02	2,70E-02	7,67E+00	1,57E+01	-2,59E+02	-6,44E+01	-3,07E+02
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	2,08E+02	2,41E+02	1,22E+00	3,23E-01	4,64E+03	5,09E+03	-2,48E+03	-9,88E+03	-7,27E+03
m2a crop eq	USO DA TERRA	1,53E+00	2,63E+01	2,02E-03	2,11E-03	7,24E-01	2,85E+01	-3,32E+01	-1,27E+01	-1,74E+01
kg Cu eq	DRM	3,01E-01	7,26E-01	6,43E-04	1,35E-04	1,42E-03	1,03E+00	-3,66E+02	-1,12E+02	-4,77E+02
kg oil eq	DRF	3,31E+01	5,33E+01	1,45E+00	2,11E+00	1,67E+00	9,17E+01	-1,10E+02	-5,01E+01	-6,85E+01
m3	CONS-ÁGUA	2,20E+00	1,29E+01	1,45E-03	2,86E-04	2,94E-02	1,51E+01	-6,40E+00	-3,08E+00	5,65E+00

APÊNDICE E – BALANÇO DE MASSA E AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DOS CENÁRIOS MODELADOS COM FLUXO DE REFERÊNCIA DE GERAÇÃO ANUAL DE RESÍDUOS.

		Legenda		Pior desempenho		Melhor desempenho							
Unidade	Categoria de Impacto*	Desempenho total dos cenários				Impactos evitados dos processos de reciclagem				Desempenho líquido			
		Cenário1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	-CN1	-CN2	-CN3	-CN4	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
kg CO2 eq	PAG	2,33E+06	2,49E+06	2,52E+06	2,56E+06	-1,61E+05	-5,69E+05	-6,79E+05	-2,52E+06	2,17E+06	1,92E+06	1,84E+06	3,81E+04
kg CFC11 eq	DOE	2,26E-01	4,39E-01	5,04E-01	1,53E+00	-2,81E-01	-9,87E-01	-1,17E+00	-4,30E+00	-5,44E-02	-5,48E-01	-6,67E-01	-2,76E+00
kBq Co-60 eq	RI	1,39E+04	3,84E+04	3,97E+04	8,87E+04	-7,19E+03	-2,63E+04	-3,29E+04	-1,37E+05	6,69E+03	1,21E+04	6,75E+03	-4,81E+04
kg NOx eq	FO-SH	5,87E+02	1,35E+03	1,41E+03	3,10E+03	-1,37E+03	-4,84E+03	-5,81E+03	-2,19E+04	-7,81E+02	-3,49E+03	-4,40E+03	-1,88E+04
kg PM2.5 eq	FMPF	4,30E+02	2,88E+03	6,24E+03	48.691,14	-3,97E+03	-1,31E+04	-1,40E+04	-3,74E+04	-3,54E+03	-1,02E+04	-7,74E+03	1,13E+04
kg NOx eq	FO-ET	5,92E+02	1,36E+03	1,42E+03	3,13E+03	-1,39E+03	-4,92E+03	-5,90E+03	-2,22E+04	-7,97E+02	-3,56E+03	-4,48E+03	-1,91E+04
kg SO2 eq	ACID-T	7,89E+02	2,27E+03	2,90E+03	1,22E+04	-1,26E+04	-4,14E+04	-4,42E+04	-1,17E+05	-1,18E+04	-3,91E+04	-4,13E+04	-1,04E+05
kg P eq	EUTROF-AD	8,92E+01	1,86E+02	1,90E+02	3,57E+02	-5,86E+02	-1,86E+03	-1,88E+03	-3,86E+03	-4,97E+02	-1,68E+03	-1,69E+03	-3,51E+03
kg N eq	EUTROF-M	2,43E+03	2,39E+03	2,39E+03	1.773,56	-2,21E+01	-7,31E+01	-7,92E+01	-2,22E+02	2,41E+03	2,31E+03	2,31E+03	1.551,80
kg 1,4-DCB	ECOT-T	2,59E+05	7,55E+05	7,75E+05	1,70E+06	-5,03E+07	-1,57E+08	-1,53E+08	-2,60E+08	-5,00E+07	-1,56E+08	-1,53E+08	-2,58E+08
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	1,27E+06	1,22E+06	1,21E+06	7,53E+05	-4,79E+05	-1,51E+06	-1,50E+06	-2,81E+06	7,91E+05	-2,96E+05	-2,94E+05	-2,06E+06
kg 1,4-DCB	ECOT-M	1,66E+06	1,59E+06	1,58E+06	9,92E+05	-6,17E+05	-1,95E+06	-1,93E+06	-3,62E+06	1,05E+06	-3,56E+05	-3,49E+05	-2,63E+06
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	4,85E+04	5,40E+04	5,37E+04	5,08E+04	-4,64E+04	-1,81E+05	-2,44E+05	-1,17E+06	2,07E+03	-1,27E+05	-1,90E+05	-1,12E+06
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	2,73E+07	2,63E+07	2,60E+07	1,65E+07	-7,11E+06	-2,24E+07	-2,22E+07	-4,11E+07	2,02E+07	3,90E+06	3,84E+06	-2,47E+07
m2a crop eq	USO DA TERRA	5,33E+03	1,07E+04	1,66E+04	9,21E+04	-9,17E+03	-3,32E+04	-4,09E+04	-1,65E+05	-3,84E+03	-2,25E+04	-2,43E+04	-7,25E+04
kg Cu eq	DRM	2,26E+02	7,72E+02	9,14E+02	3,32E+03	-8,08E+04	-3,03E+05	-3,90E+05	-1,72E+06	-8,06E+04	-3,02E+05	-3,89E+05	-1,72E+06
kg oil eq	DRF	3,62E+04	9,77E+04	1,07E+05	2,95E+05	-3,61E+04	-1,27E+05	-1,52E+05	-5,71E+05	1,49E+02	-2,97E+04	-4,58E+04	-2,76E+05
m3	CONS-ÁGUA	1,59E+03	5,92E+03	9,39E+03	4,81E+04	-2,22E+03	-7,28E+03	-9,23E+03	-3,37E+04	-6,29E+02	-1,36E+03	1,60E+02	1,44E+04

\*PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Ecosistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; USO DA TERRA; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Cenário 1 - Balanço de Massa (2023)					
Etapa	Fluxo	Smartphones	Notebooks	Total	Descrição
Descarte	Mix descartado	6.493	13.312	19.805	Massa (t) dos produtos descartados (Mix dos resíduos dos produtos em unidades: 89,54% Smartphones / 10,46% Notebooks)
	LR (6%)	390	799	1.188	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pela LR
Coleta	Informal (47%)	3.052	6.256	9.308	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pelo canal informal
	Lixo Comum (47%)	3.052	6.256	9.308	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pelo canal de lixo comum
Triagem/desmontagem	LIBs	106	75	181	Massa (t) das baterias: LIBs são 27,3% da massa total de Smartphones coletados e 9,34% da massa total de Notebooks coletados
Reciclagem	Exterior (50%)	53	37	90	Massa (t) de células enviadas ao exterior para reciclagem
	Brasil	-	-	-	Cenário 1 não existe reciclagem no Brasil
Disposição final (27,3% da massa total de Smartphones coletado é LIBs / 9,36% da massa total de Notebooks coletados é LIBs)	Aterro Classe II - Informal (100%)	833,12	584,35	1.417,47	Massa (t) total de células coletadas pelo informal é destinada para aterro comum
	Aterro Classe II - Lixo Comum (100%)	833,12	584,35	1.417,47	Massa (t) total de células coletadas junto ao lixo comum é destinada para aterro comum
	Aterro Classe I - Células LIBs desmontadas (50%)	53	37	90	50% da massa (t) de células coletadas pela LR é destinada para aterro resíduos perigosos
	Total enviado para aterro (BR)	1.719	1.206	2.925	Municipal solid waste {RoW}  treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U
Outros componentes dos produtos - destinados à outras cadeias de reciclagem	Ex. Placas de circuito impresso / Fios/ Telas	4.437,19	11.344,16	16.789	Não incluído na fronteira do sistema

## Avaliação de impactos - Cenário 1 (2023)

Unidade	Categoria de Impacto*	Reciclagem Exterior (90 t)	Transporte intern. (18000 tkm)	Transporte Marítimo (842.490 tkm)	Aterro (2.925 t)	Total de impactos	Impacto evitado da recuperação de materiais - Reciclagem Exterior	Impacto líquido do cenário 1
kg CO2 eq	PAG	1,12E+05	3,23E+03	5,08E+03	2,21E+06	2,33E+06	-1,61E+05	2,17E+06
kg CFC11 eq	DOE	7,97E-02	1,48E-03	3,66E-03	1,42E-01	2,26E-01	-2,81E-01	-5,44E-02
kBq Co-60 eq	RI	1,10E+04	2,52E+01	3,76E+01	2,84E+03	1,39E+04	-7,19E+03	6,69E+03
kg NOx eq	FO-SH	2,37E+02	1,35E+01	9,22E+01	2,44E+02	5,87E+02	-1,37E+03	-7,81E+02
kg PM2.5 eq	FMPF	2,72E+02	3,16E+00	3,24E+01	1,23E+02	4,30E+02	-3,97E+03	-3,54E+03
kg NOx eq	FO-ET	2,39E+02	1,36E+01	9,28E+01	2,47E+02	5,92E+02	-1,39E+03	-7,97E+02
kg SO2 eq	ACID-T	4,25E+02	8,26E+00	1,02E+02	2,54E+02	7,89E+02	-1,26E+04	-1,18E+04
kg P eq	EUTROF-AD	4,48E+01	6,27E-02	3,07E-02	4,43E+01	8,92E+01	-5,86E+02	-4,97E+02
kg N eq	EUTROF-M	3,09E+01	4,44E-03	2,40E-03	2,40E+03	2,43E+03	-2,21E+01	2,41E+03
kg 1,4-DCB	ECOT-T	1,60E+05	5,28E+04	1,11E+04	3,54E+04	2,59E+05	-5,03E+07	-5,00E+07
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	4,44E+03	1,20E+01	3,01E+00	1,27E+06	1,27E+06	-4,79E+05	7,91E+05
kg 1,4-DCB	ECOT-M	6,08E+03	4,30E+01	1,04E+01	1,66E+06	1,66E+06	-6,17E+05	1,05E+06
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	3,51E+03	7,37E+00	1,94E+01	4,49E+04	4,85E+04	-4,64E+04	2,07E+03
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	1,49E+05	8,79E+02	2,33E+02	2,71E+07	2,73E+07	-7,11E+06	2,02E+07
m2a crop eq	USO DA TERRA	1,10E+03	1,45E+00	1,52E+00	4,23E+03	5,33E+03	-9,17E+03	-3,84E+03
kg Cu eq	DRM	2,17E+02	4,63E-01	9,72E-02	8,30E+00	2,26E+02	-8,08E+04	-8,06E+04
kg oil eq	DRF	2,39E+04	1,05E+03	1,52E+03	9,79E+03	3,62E+04	-3,61E+04	1,49E+02
m3	CONS-ÁGUA	1,58E+03	1,05E+00	2,06E-01	1,72E-01	1,59E+03	-2,22E+03	-6,33E+02

\*PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Eossistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; USO DA TERRA; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

## Cenário 2 - Balanço de Massa (2024)

Etapa	Fluxo	Smartphones	Notebooks	Total	Descrição
<b>Descarte</b>	<b>Mix descartado</b>	6.621	14.248	20.869	Massa (t) dos produtos descartados (Mix dos resíduos dos produtos em unidades: 88,86% Smartphones / 11,14% Notebooks)
	<b>LR (12%)</b>	795	1.710	2.504	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pela LR
<b>Coleta</b>	<b>Informal (44%)</b>	2.913	6.269	9.182	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pelo canal informal
	<b>Lixo Comum (44%)</b>	2.913	6.269	9.182	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pelo canal de lixo comum
<b>Triagem/desmontagem</b>	<b>LIBs</b>	217	160	377	Massa (t) das baterias: LIBs são 27,3% da massa total de Smartphones coletados e 9,34% da massa total de Notebooks coletados
	<b>Exterior (75%)</b>	163	120	<b>282</b>	Massa (t) de células enviadas ao exterior para reciclagem
<b>Reciclagem</b>	<b>Brasil (12,5%)</b>	27,1	20,0	<b>47,1</b>	Massa (t) de células recicladas no Brasil
	<b>Aterro Classe II - Informal (100%)</b>	795,31	585,52	1.380,83	Massa (t) total de células coletadas pelo informal é destinada para aterro comum
	<b>Aterro Classe II - Lixo Comum (100%)</b>	795,31	585,52	1.380,83	Massa (t) total de células coletadas junto ao lixo comum é destinada para aterro comum
<b>Disposição final</b> (27,3% da massa total de Smartphones coletado é LIBs / 9,36% da massa total de Notebooks coletados é LIBs)	<b>Aterro Classe I - Células LIBs desmontadas (12,5%)</b>	27,1	20,0	47,1	12,5% da massa (t) de células coletadas pela LR é destinada para aterro resíduos perigosos
	<b>Total enviado para aterro (BR)</b>	1.618	1.191	<b>2.809</b>	Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U
<b>Outros componentes dos produtos - destinados à outras cadeias de reciclagem</b>	Ex. Placas de circuito impresso / Fios/ Telas	4.235,85	11.366,80	17.730	Não incluído na fronteira do sistema

## Avaliação de impactos - Cenário 2 (2024)

Unidade	Categoria de Impacto*	Reciclagem Exterior (282 t)	Reciclagem BR (47,1 t)	Transporte interm. (56.400 tkm)	Transporte Marítimo(2.639.7 tkm)	Aterro (2.809 t)	Total	Impacto evitado da recuperação de materiais Reciclagem Exterior	Impacto evitado da reciclagem (BR)	Impacto líquido do cenário
kg CO2 eq	PAG	345.960,00	18.886,41	9,94E+03	1,58E+04	2,09E+06	2,48E+06	-5,00E+05	-3,03E+04	1,95E+06
kg CFC11 eq	DOE	2,47E-01	2,33E-02	4,58E-03	1,13E-02	1,35E-01	4,21E-01	-8,71E-01	-5,11E-02	-5,01E-01
kBq Co-60 eq	RI	3,40E+04	9,21E+02	7,81E+01	1,17E+02	2,69E+03	3,78E+04	-2,23E+04	-1,76E+03	1,38E+04
kg NOx eq	FO-SH	7,34E+02	2,69E+01	4,18E+01	2,86E+02	2,32E+02	1,32E+03	-4,24E+03	-2,65E+02	-3,18E+03
kg PM2.5 eq	FMPF	8,43E+02	1,75E+03	9,79E+00	1,00E+02	1,16E+02	2,82E+03	-1,23E+04	-3,29E+02	-9,82E+03
kg NOx eq	FO-ET	7,39E+02	2,73E+01	4,22E+01	2,88E+02	2,35E+02	1,33E+03	-4,31E+03	-2,69E+02	-3,24E+03
kg SO2 eq	ACID-T	1,32E+03	1,68E+02	2,56E+01	3,16E+02	2,41E+02	2,07E+03	-3,91E+04	-1,01E+03	-3,80E+04
kg P eq	EUTROF-AD	1,39E+02	2,32E+00	1,94E-01	9,51E-02	4,21E+01	1,84E+02	-1,82E+03	-2,07E+01	-1,65E+03
kg N eq	EUTROF-M	9,57E+01	8,43E+00	1,38E-02	7,43E-03	2,28E+03	2,38E+03	-6,84E+01	-2,06E+00	2,31E+03
kg 1,4-DCB	ECOT-T	4,97E+05	1,33E+04	1,64E+05	3,44E+04	3,35E+04	7,42E+05	-1,56E+08	-5,76E+05	-1,56E+08
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	1,38E+04	1,18E+03	3,73E+01	9,34E+00	1,20E+06	1,21E+06	-1,49E+06	-1,11E+04	-2,82E+05
kg 1,4-DCB	ECOT-M	1,89E+04	1,64E+03	1,33E+02	3,23E+01	1,57E+06	1,59E+06	-1,91E+06	-1,43E+04	-3,38E+05
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	1,09E+04	1,99E+02	2,28E+01	6,02E+01	4,26E+04	5,38E+04	-1,44E+05	-1,62E+04	-1,06E+05
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	4,63E+05	2,74E+04	2,72E+03	7,22E+02	2,58E+07	2,63E+07	-2,20E+07	-1,55E+05	4,10E+06
m2a crop eq	USO DA TERRA	3,40E+03	1,51E+03	4,51E+00	4,72E+00	4,01E+03	8,93E+03	-2,84E+04	-2,08E+03	-2,16E+04
kg Cu eq	DRM	6,72E+02	3,99E+01	1,44E+00	3,01E-01	7,87E+00	7,22E+02	-2,50E+05	-2,28E+04	-2,73E+05
kg oil eq	DRF	7,39E+04	3,27E+03	3,24E+03	4,70E+03	9,29E+03	9,44E+04	-1,12E+05	-6,88E+03	-2,42E+04
m3	CONS-ÁGUA	4,91E+03	8,44E+02	3,24E+00	6,39E-01	1,63E+02	5,92E+03	-6,88E+03	-3,99E+02	-1,36E+03

\*PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Eossistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; USO DA TERRA; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Cenário 3 - Balanço de Massa (2025)					
Etapa	Fluxo	Smartphones	Notebooks	Total	Descrição
Descarte	Mix descartado	6.587	14.937	21.524	Massa (t) dos produtos descartados (Mix dos resíduos dos produtos em unidades: 88,86% Smartphones / 11,14% Notebooks)
Coleta	LR (17%)	1.120	2.539	3.659	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pela LR
	Informal (41,5%)	2.734	6.199	8.932	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pelo canal informal
	Lixo Comum (41,5%)	2.734	6.199	8.932	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pelo canal de lixo comum
Triagem/desmontagem	LIBs	306	237	543	Massa (t) das baterias: LIBs são 27,3% da massa total de Smartphones coletados e 9,34% da massa total de Notebooks coletados
Reciclagem	Exterior (50%)	153	119	271	Massa (t) de células enviadas ao exterior para reciclagem
	Brasil (25%)	76,4	59,3	135,7	Massa (t) de células recicladas no Brasil
Disposição final (27,3% da massa total de Smartphones coletado é LIBs / 9,36% da massa total de Notebooks coletados é LIBs)	Aterro Classe II - Informal (100%)	746,27	578,95	1.325,23	Massa (t) total de células coletadas pelo informal é destinada para aterro comum
	Aterro Classe II - Lixo Comum (100%)	746,27	578,95	1.325,23	Massa (t) total de células coletadas junto ao lixo comum é destinada para aterro comum
	Aterro Classe I - Células LIBs desmontadas (25%)	76,4	59,3	135,7	25% da massa (t) de células coletadas pela LR é destinada para aterro resíduos perigosos
	Total enviado para aterro (BR)	1.569	1.217	2.786	Municipal solid waste {RoW}  treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U
Outros componentes dos produtos - destinados à outras cadeias de reciclagem	Ex. Placas de circuito impresso / Fios/ Telas	3.974,66	11.239,40	18.330	Não incluído na fronteira do sistema

## Avaliação de impactos - Cenário 3 (2025)

Unidade	Categoria de Impacto*	Reciclagem Exterior (271 t)	Reciclagem BR (135,7 t)	Transporte intern.(54.200 tkm)	Transporte Marítimo(2.536,8 tkm)	Aterro (2.786 t)	Total	Impacto evitado da recuperação de materiais Reciclagem Exterior	Impacto evitado da reciclagem (BR)	Impacto líquido do cenário
kg CO2 eq	PAG	3,32E+05	8,87E+04	9,54E+03	1,51E+04	2,07E+06	2,52E+06	-4,81E+05	-1,99E+05	1,84E+06
kg CFC11 eq	DOE	2,37E-01	1,19E-01	4,40E-03	1,09E-02	1,33E-01	5,04E-01	-8,36E-01	-3,35E-01	-6,67E-01
kBq Co-60 eq	RI	3,27E+04	4,14E+03	7,50E+01	1,12E+02	2,67E+03	3,97E+04	-2,14E+04	-1,15E+04	6,75E+03
kg NOx eq	FO-SH	7,05E+02	1,57E+02	4,02E+01	2,75E+02	2,29E+02	1,41E+03	-4,07E+03	-1,74E+03	-4,40E+03
kg PM2.5 eq	FMPF	8,09E+02	5,21E+03	9,41E+00	9,64E+01	1,15E+02	6,24E+03	-1,18E+04	-2,16E+03	-7,74E+03
kg NOx eq	FO-ET	7,10E+02	1,60E+02	4,05E+01	2,76E+02	2,32E+02	1,42E+03	-4,14E+03	-1,76E+03	-4,48E+03
kg SO2 eq	ACID-T	1,26E+03	1,07E+03	2,46E+01	3,03E+02	2,38E+02	2,90E+03	-3,75E+04	-6,62E+03	-4,13E+04
kg P eq	EUTROF-AD	1,33E+02	1,44E+01	1,87E-01	9,14E-02	4,16E+01	1,90E+02	-1,75E+03	-1,36E+02	-1,69E+03
kg N eq	EUTROF-M	9,19E+01	3,36E+01	1,32E-02	7,14E-03	2,26E+03	2,39E+03	-6,57E+01	-1,35E+01	2,31E+03
kg 1,4-DCB	ECOT-T	4,77E+05	7,49E+04	1,57E+05	3,30E+04	3,32E+04	7,75E+05	-1,50E+08	-3,78E+06	-1,53E+08
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	1,32E+04	3,78E+03	3,59E+01	8,97E+00	1,19E+06	1,21E+06	-1,43E+06	-7,30E+04	-2,94E+05
kg 1,4-DCB	ECOT-M	1,81E+04	5,22E+03	1,28E+02	3,11E+01	1,56E+06	1,58E+06	-1,84E+06	-9,40E+04	-3,49E+05
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	1,05E+04	1,12E+03	2,19E+01	5,79E+01	4,21E+04	5,37E+04	-1,38E+05	-1,06E+05	-1,90E+05
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	4,45E+05	8,60E+04	2,62E+03	6,93E+02	2,55E+07	2,60E+07	-2,12E+07	-1,02E+06	3,84E+06
m2a erop eq	USO DA TERRA	3,27E+03	9,35E+03	4,33E+00	4,53E+00	3,97E+03	1,66E+04	-2,73E+04	-1,36E+04	-2,43E+04
kg Cu eq	DRM	6,46E+02	2,58E+02	1,38E+00	2,89E-01	7,79E+00	9,14E+02	-2,41E+05	-1,50E+05	-3,89E+05
kg oil eq	DRF	7,10E+04	1,89E+04	3,11E+03	4,52E+03	9,19E+03	1,07E+05	-1,07E+05	-4,51E+04	-4,58E+04
m3	CONS-ÁGUA	4,72E+03	4,51E+03	3,11E+00	6,14E-01	1,62E+02	9,39E+03	-6,61E+03	-2,62E+03	1,66E+02

\*PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Ecossistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; USO DA TERRA; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

Cenário 4 - Balanço de Massa (2026)					
Etapa	Fluxo	Smartphones	Notebooks	Total	Descrição
Descarte	Mix descartado	6.548	16.047	22.595	Massa (t) dos produtos descartados (Mix dos resíduos dos produtos em unidades: 88,86% Smartphones / 11,14% Notebooks)
Coleta	LR (50%)	3.274	8.023	11.297	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pela LR
	Informal (25%)	1.637	4.012	5.649	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pelo canal informal
	Lixo Comum (25%)	1.637	4.012	5.649	Massa (t) dos produtos inteiros coletados pelo canal de lixo comum
Triagem/desmontagem	LIBs	894	749	1.643	Massa (t) das baterias: LIBs são 27,3% da massa total de Smartphones coletados e 9,34% da massa total de Notebooks coletados
Reciclagem	Exterior (25%)	223	187	411	Massa (t) de células enviadas ao exterior para reciclagem
	Brasil (75%)	670,4	562,0	1.232,4	Massa (t) de células recicladas no Brasil
Disposição final (27,3% da massa total de Smartphones coletado é LIBs / 9,36% da massa total de Notebooks coletados é LIBs)	Aterro Classe II - Informal (100%)	446,90	374,69	821,59	Massa (t) total de células coletadas pelo informal é destinada para aterro comum
	Aterro Classe II - Lixo Comum (100%)	446,90	374,69	821,59	Massa (t) total de células coletadas junto ao lixo comum é destinada para aterro comum
	Aterro Classe I - Células LIBs desmontadas (0%)	0	0	0	No cenário 4 todas as LIBs coletadas pela LR são destinadas para reciclagem
	Total enviado para aterro (BR)	894	749	1.643	Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill   Cut-off, U
Outros componentes dos produtos - destinados à outras cadeias de reciclagem	Ex. Placas de circuito impresso / Fios/ Telas	2.380,20	7.274,02	19.308	Não incluído na fronteira do sistema

## Avaliação de impactos - Cenário 4 (2026)

Unidade	Categoria de Impacto*	Reciclagem Exterior (411 t)	Reciclagem BR (1.232,4 t)	Transporte interm.(82.200 tkm)	Transporte Marítimo (3.847,3 tkm)	Aterro (1.643 t)	Total	Impacto evitado da recuperação de materiais Reciclagem Exterior	Impacto evitado da reciclagem (BR)	Impacto líquido do cenário
kg CO2 eq	PAG	500.960,00	8,05E+05	1,44E+04	2,28E+04	1,22E+06	2,56E+06	-7,24E+05	-1,80E+06	3,81E+04
kg CFC11 eq	DOE	3,58E-01	1,08E+00	6,63E-03	1,64E-02	7,85E-02	1,53E+00	-1,26E+00	-3,04E+00	-2,76E+00
kBq Co-60 eq	RI	4,93E+04	3,75E+04	1,13E+02	1,69E+02	1,57E+03	8,87E+04	-3,23E+04	-1,04E+05	-4,81E+04
kg NOx eq	FO-SH	1,06E+03	1,43E+03	6,06E+01	4,14E+02	1,35E+02	3,10E+03	-6,14E+03	-1,58E+04	-1,88E+04
kg PM2.5 eq	FMPF	1,22E+03	4,72E+04	1,42E+01	1,45E+02	6,79E+01	4,87E+04	-1,78E+04	-1,96E+04	1,13E+04
kg NOx eq	FO-ET	1,07E+03	1,45E+03	6,11E+01	4,16E+02	1,37E+02	3,13E+03	-6,23E+03	-1,60E+04	-1,91E+04
kg SO2 eq	ACID-T	1,91E+03	9,66E+03	3,71E+01	4,57E+02	1,40E+02	1,22E+04	-5,66E+04	-6,01E+04	-1,04E+05
kg P eq	EUTROF-AD	2,01E+02	1,31E+02	2,81E-01	1,38E-01	2,45E+01	3,57E+02	-2,63E+03	-1,23E+03	-3,51E+03
kg N eq	EUTROF-M	1,39E+02	3,05E+02	1,99E-02	1,08E-02	1,33E+03	1,77E+03	-9,90E+01	-1,23E+02	1,55E+03
kg 1,4-DCB	ECOT-T	7,19E+05	6,79E+05	2,37E+05	4,98E+04	1,95E+04	1,70E+06	-2,26E+08	-3,43E+07	-2,58E+08
kg 1,4-DCB	ECOT-AD	1,99E+04	3,43E+04	5,41E+01	1,35E+01	6,99E+05	7,53E+05	-2,15E+06	-6,62E+05	-2,06E+06
kg 1,4-DCB	ECOT-M	2,73E+04	4,73E+04	1,93E+02	4,68E+01	9,17E+05	9,92E+05	-2,77E+06	-8,52E+05	-2,63E+06
kg 1,4-DCB	TOXIC-H C	1,58E+04	1,01E+04	3,31E+01	8,72E+01	2,48E+04	5,08E+04	-2,08E+05	-9,61E+05	-1,12E+06
kg 1,4-DCB	TOXIC-H NON C	6,71E+05	7,80E+05	3,95E+03	1,04E+03	1,50E+07	1,65E+07	-3,19E+07	-9,21E+06	-2,47E+07
m2a crop eq	USO DA TERRA	4,93E+03	8,48E+04	6,53E+00	6,83E+00	2,34E+03	9,21E+04	-4,12E+04	-1,23E+05	-7,25E+04
kg Cu eq	DRM	9,74E+02	2,34E+03	2,08E+00	4,36E-01	4,59E+00	3,32E+03	-3,63E+05	-1,36E+06	-1,72E+06
kg oil eq	DRF	1,07E+05	1,71E+05	4,69E+03	6,81E+03	5,42E+03	2,95E+05	-1,62E+05	-4,09E+05	-2,76E+05
m3	CONS-ÁGUA	7,11E+03	4,09E+04	4,69E+00	9,25E-01	9,53E+01	4,81E+04	-9,96E+03	-2,38E+04	1,44E+04

\*PAG - Potencial de Aquecimento Global; DOE - Depleção do Ozônio Estratosférico; RI - Radiação Ionizante; FO-SH - Formação de Ozônio Fotoquímico-Saúde Humana; FMPF - Formação de Material Particulado Fino; FO-ET - Formação de Ozônio Fotoquímico-Ecossistemas; ACID-T - Acidificação Terrestre; EUTROF-AD - Eutrofização da Água Doce; EUTROF-M - Eutrofização Marinha; ECOT-T - Ecotoxicidade Terrestre; ECOT-AD - Ecotoxicidade da Água Doce; ECOT-M - Ecotoxicidade Marinha; TOXIC-H C - Toxicidade Humana Câncer; TOXIC-H NON C - Toxicidade Humana Não Câncer; USO DA TERRA; DRM - Depleção de Recursos Minerais; DRF - Depleção de Recursos Fósseis; CONS-ÁGUA - Consumo de Água.

# APÊNDICE F – RESULTADOS ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E INCERTEZA

Análise de perturbação global - todos os parâmetros de entrada ao mesmo tempo

Valores absolutos da variação nos resultados aumentando-se todos os inputs

Categoria	(-)5% nos inputs	(-) 10% nos inputs	Valor inicial	(+) 5% nos inputs	(+)10% nos inputs
PAG	4,43E+02	4,26E+02	4,58E+02	4,76E+02	4,92E+02
DOE	6,57E-04	6,19E-04	6,87E-04	7,25E-04	7,61E-04
RI	1,89E+01	1,78E+01	1,98E+01	2,09E+01	2,18E+01
FO-SH	1,02E+00	9,60E-01	1,06E+00	1,12E+00	1,18E+00
FMPF	2,21E+00	2,09E+00	2,33E+00	2,44E+00	2,56E+00
FO-ET	1,03E+00	9,72E-01	1,08E+00	1,14E+00	1,19E+00
ACID-T	7,38E+00	6,98E+00	7,76E+00	8,16E+00	8,55E+00
EUTROF-AD	9,87E-02	9,31E-02	1,03E-01	1,09E-01	1,14E-01
EUTROF-M	1,20E-01	1,13E-01	1,25E-01	1,32E-01	1,38E-01
ECOT-T	4,67E+02	4,41E+02	4,89E+02	5,16E+02	5,40E+02
ECOT-AD	5,06E+00	4,79E+00	5,28E+00	5,56E+00	5,81E+00
ECOT-M	6,52E+00	6,17E+00	6,83E+00	7,17E+00	7,49E+00
TOXIC-H C	6,95E+00	6,57E+00	7,27E+00	7,67E+00	8,01E+00
TOXIC-H NON C	9,22E+01	8,72E+01	9,68E+01	1,02E+02	1,06E+02
USO DA TERRA	6,39E+01	6,03E+01	6,69E+01	7,05E+01	7,42E+01
DRM	1,82E+00	1,72E+00	1,91E+00	2,01E+00	2,11E+00
DRF	1,20E+02	1,14E+02	1,26E+02	1,33E+02	1,39E+02
CONS-ÁGUA	2,63E+01	2,48E+01	2,77E+01	2,91E+01	3,06E+01

Variação relativa % da análise de sensibilidade

Categoria	(-)5%	(-) 10%	Valor original	(+) 5%	(+)10%
PAG	-3,23%	-6,94%	457,768	3,98%	7,48%
DOE	-4,33%	-9,87%	0,000686757	5,57%	10,81%
RI	-4,53%	-10,08%	19,7959	5,58%	10,12%
FO-SH	-4,22%	-9,86%	1,064977	5,17%	10,80%
FMPF	-4,96%	-10,12%	2,325379	4,93%	10,09%
FO-ET	-4,50%	-9,88%	1,078587	5,69%	10,33%
ACID-T	-4,85%	-10,01%	7,75602	5,21%	10,24%
EUTROF-AD	-4,39%	-9,82%	0,1032345	5,58%	10,43%
EUTROF-M	-3,88%	-9,49%	0,124845	5,73%	10,54%
ECOT-T	-4,46%	-9,78%	488,7887	5,57%	10,48%
ECOT-AD	-4,20%	-9,31%	5,2817	5,27%	10,00%
ECOT-M	-4,47%	-9,60%	6,8252	5,05%	9,74%
TOXIC-H C	-4,45%	-9,67%	7,2733	5,45%	10,13%
TOXIC-H NON C	-4,76%	-9,92%	96,8036	5,37%	9,50%
USO DA TERRA	-4,44%	-9,83%	66,87071	5,43%	10,96%
DRM	-4,80%	-10,03%	1,911841	5,13%	10,36%
DRF	-4,90%	-9,65%	126,17661	5,41%	10,16%
CONS-ÁGUA	-5,09%	-10,50%	27,711	5,01%	10,43%

## Análise de perturbação - um parâmetro por vez

Categoria	(+)10% H2SO4	(+)10% de Glicose	(+)10% de NaOH	(+)10% Na2CO3	Valor inicial	% H2SO4	% Glicose	% NaOH	% Na2CO3
PAG	4,62E+02	4,69E+02	4,67E+02	4,67E+02	4,58E+02	0,92%	2,45%	2,02%	2,02%
DOE	6,88E-04	7,42E-04	6,97E-04	6,89E-04	6,87E-04	0,18%	8,04%	1,49%	0,33%
RI	1,99E+01	2,03E+01	2,07E+01	1,99E+01	1,98E+01	0,53%	2,55%	4,57%	0,53%
FO-SH	1,11E+00	1,09E+00	1,09E+00	1,09E+00	1,06E+00	4,23%	2,35%	2,35%	2,35%
FMPF	2,49E+00	2,35E+00	2,34E+00	2,35E+00	2,33E+00	7,08%	1,06%	0,63%	1,06%
FO-ET	1,12E+00	1,10E+00	1,10E+00	1,10E+00	1,08E+00	3,84%	1,99%	1,99%	1,99%
ACID-T	8,34E+00	7,85E+00	7,79E+00	7,83E+00	7,76E+00	7,53%	1,21%	0,44%	0,95%
EUTROF-AD	1,04E-01	1,06E-01	1,07E-01	1,06E-01	1,03E-01	0,74%	2,68%	3,65%	2,68%
EUTROF-M	1,25E-01	1,37E-01	1,25E-01	1,25E-01	1,25E-01	0,12%	9,74%	0,12%	0,12%
ECOT-T	4,95E+02	5,09E+02	5,01E+02	5,00E+02	4,89E+02	1,27%	4,13%	2,50%	2,29%
ECOT-AD	5,36E+00	5,43E+00	5,41E+00	5,47E+00	5,28E+00	1,48%	2,81%	2,43%	3,57%
ECOT-M	6,91E+00	6,96E+00	6,99E+00	7,07E+00	6,83E+00	1,24%	1,98%	2,41%	3,59%
TOXIC-H C	7,33E+00	7,46E+00	7,55E+00	7,48E+00	7,27E+00	0,78%	2,57%	3,80%	2,84%
TOXIC-H NON C	9,92E+01	8,83E+01	1,03E+02	1,05E+02	9,68E+01	2,48%	-8,78%	6,40%	8,47%
USO DA TERRA	6,69E+01	7,35E+01	6,70E+01	6,74E+01	6,69E+01	0,04%	9,91%	0,19%	0,79%
DRM	1,93E+00	1,93E+00	1,92E+00	2,06E+00	1,91E+00	0,95%	0,95%	0,43%	7,75%
DRF	1,32E+02	1,29E+02	1,28E+02	1,28E+02	1,26E+02	4,62%	2,24%	1,45%	1,45%
CONS-ÁGUA	2,95E+01	2,79E+01	2,79E+01	2,80E+01	2,77E+01	6,46%	0,68%	0,68%	1,04%

**Análise de Monte Carlo**      **Parâmetros**      **1.000 interações**

O erro padrão da média indica o quanto a média foi alterada pela última execução de Monte Carlo. Quanto menor o erro padrão da média, mais confiáveis são os resultados (Pré Sustainability, 2020).

Categoria	Média	Mediana	Desvio Padrão	Coefficiente de variação	2,50%	97,50%	Erro padrão da média
PAG	5,25E+02	5,23E+02	2,34E+01	4%	4,84E+02	5,74E+02	7,41E-01
DOE	9,04E-04	8,89E-04	1,40E-04	16%	6,77E-04	1,21E-03	4,43E-06
RI	3,40E+01	1,94E+01	4,73E+01	139%	4,18E+00	1,64E+02	1,50E+00
FO-SH	1,16E+00	1,15E+00	9,31E-02	8%	1,00E+00	1,36E+00	2,94E-03
FMPF	2,10E+01	2,09E+01	1,90E-01	1%	2,06E+01	2,14E+01	6,02E-03
FO-ET	1,18E+00	1,17E+00	9,34E-02	8%	1,02E+00	1,38E+00	2,95E-03
ACID-T	7,95E+00	7,92E+00	6,55E-01	8%	6,78E+00	9,32E+00	2,07E-02
EUTROF-AD	1,03E-01	9,36E-02	4,58E-02	44%	4,56E-02	2,17E-01	1,45E-03
EUTROF-M	1,30E-01	1,28E-01	2,41E-02	19%	9,13E-02	1,85E-01	7,62E-04
ECOT-T	5,63E+02	5,58E+02	6,23E+01	11%	4,55E+02	7,08E+02	1,97E+00
ECOT-AD	5,79E+00	5,23E+00	2,06E+00	36%	3,73E+00	1,14E+01	6,52E-02
ECOT-M	7,56E+00	6,78E+00	2,91E+00	39%	4,72E+00	1,56E+01	9,20E-02
TOXIC-H C	7,64E+00	4,70E+00	1,27E+01	166%	2,25E+00	3,45E+01	4,02E-01
TOXIC-H NON C	1,30E+02	1,18E+02	1,58E+02	122%	-1,41E+02	4,44E+02	4,99E+00
USO DA TERRA	6,98E+01	6,86E+01	1,30E+01	19%	4,73E+01	9,86E+01	4,11E-01
DRM	1,91E+00	1,88E+00	3,50E-01	18%	1,34E+00	2,75E+00	1,11E-02
DRF	1,42E+02	1,41E+02	1,09E+01	8%	1,23E+02	1,67E+02	3,45E-01
CONS-ÁGUA	3,79E+01	5,14E+01	2,21E+02	583%	-4,37E+02	4,44E+02	7,00E+00

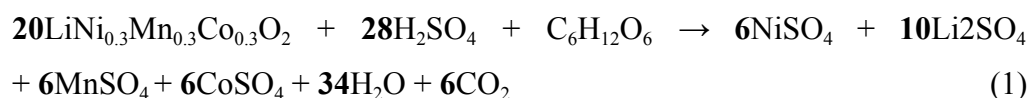
## APÊNDICE G - ESTEQUIOMETRIA

Este material suplementar apresenta:

- Equações das reações de lixiviação para cálculo dos produtos e emissões da etapa de hidrometalurgia.

### 1 REAÇÃO DE LIXIVIAÇÃO

A estequiometria de reação do pó catódico com o ácido sulfúrico e glicose é dada pela Eq. (1). O material mais popular e amplamente utilizado em baterias de íons de lítio é a fase LiNi<sub>0,33</sub>Mn<sub>0,33</sub>Co<sub>0,33</sub>O<sub>2</sub> (NMC) (aprox. 30 % de cada metal) (Zhang et al., 2010; Sieber et al., 2019). O óxido de lítio-níquel-mangânes-cobalto (LiNiMnCoO<sub>2</sub>) reage com o ácido sulfúrico e a glicose, produzindo sulfatos de cada metal, água e dióxido de carbono. A glicose é totalmente oxidada em CO<sub>2</sub> e água (Pagnanelli et al., 2017).



#### 1.1 FERRO

A reação do Fe com ácido sulfúrico produz sulfato de ferro (FeSO<sub>4</sub>) Eq. (2).



A precipitação do sulfato de ferro com o hidróxido de sódio produz hidróxido de ferro III e sulfato de sódio. Com NaOH 100% do Fe é precipitado da solução de lixiviação Eq. (3).



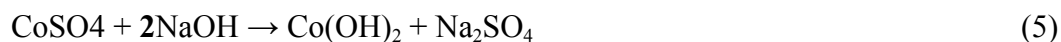
A desidratação do hidróxido de ferro III produz a hematita e água em vapor Eq. (4).



Para precipitar a quantidade Fe (20g/kg- 0,36M) é necessária a quantidade de 43,18 g de NaOH (1,08M). Algumas impurezas, como Cu e Al são precipitadas junto com o Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> - o conteúdo desses metais na fração fina do material catódico é baixo.

#### 1.2 HIDRÓXIDOS

A reação dos metais com ácido sulfúrico produz sulfatos de cada metal Eq. (5), Eq. (6), Eq. (7). A co-precipitação dos três metais é feita com NaOH que resulta na precipitação de hidróxidos e sulfato de sódio. Cada mol de NaOH produz 1 de Na.



### 1.3 CARBONATO DE LÍTIO

A precipitação do carbonato de lítio é feita com a utilização de carbonato de cálcio, conforme a Eq. (8).



### REFERÊNCIAS

- Pagnanelli, F., Moscardini, E., Altimari, P., Atia, T. A., & Toro, L. (2017). Leaching of electrodic powders from lithium-ion batteries: Optimization of operating conditions and effect of physical pretreatment for waste fraction retrieval. *Waste management*, 60, 706-715.
- Sieber, T., Ducke, J., Rietig, A., Langner, T., & Acker, J. (2019). Recovery of Li (Ni<sub>0.33</sub>Mn<sub>0.33</sub>Co<sub>0.33</sub>) O<sub>2</sub> from lithium-ion battery cathodes: Aspects of degradation. *Nanomaterials*, 9(2), 246.
- Zhang, X., Mauger, A., Lu, Q., Groult, H., Perrigaud, L., Gendron, F., & Julien, C. M. (2010). Synthesis and characterization of LiNi<sub>1/3</sub>Mn<sub>1/3</sub>Co<sub>1/3</sub>O<sub>2</sub> by wet-chemical method. *Electrochimica Acta*, 55(22), 6440-6449.