



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

Thales Eduardo Tavares Dantas

**CONVERGÊNCIAS METODOLÓGICAS ENTRE AVALIAÇÃO DO
CICLO DE VIDA E ANÁLISE EMERGÉTICA: ESTUDO DE CASO EM UM
SISTEMA DE RECICLAGEM DE POLIESTIRENO EXPANDIDO**

Florianópolis/SC

2020

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

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

Orientador: Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares.

Florianópolis/SC

2020

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

Dantas, Thales Eduardo Tavares

Convergências Metodológicas entre Avaliação do Ciclo de Vida e Análise Emergética : Estudo de Caso em um Sistema de Reciclagem de Poliestireno Expandido / Thales Eduardo Tavares Dantas ; orientador, Sebastião Roberto Soares, 2020.

129 p.

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

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Economia Circular. 3. Avaliação do Ciclo de Vida. 4. Análise Emergética. 5. Poliestireno Expandido. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

Thales Eduardo Tavares Dantas

Convergências Metodológicas entre Avaliação do Ciclo de Vida e Análise Emergética

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

Prof.^a Mônica Maria Mendes Luna, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

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

Prof.^a. Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.^a.
Coordenadora do Programa

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2020

Dedico à minha família.

Gostaria de agradecer, espero um dia retribuir.

AGRADECIMENTOS

Tenho muito a agradecer.

Agradeço, antes de tudo e todos, à minha família. Obrigado Dona Gorete, minha mãe, que sempre me incentivou em tudo que almejei, e que me ensinou, por exemplo próprio, que a educação muda vidas. Obrigado Seu Erivan, que sempre se preocupou com o bem-estar da família, e trabalhou uma vida toda para me proporcionar as oportunidades que tenho. Obrigado Igor, por me mostrar os caminhos certos, mesmo sem saber que eu estava prestando atenção. Seu Alaor (*in memoriam*), Dona Nazaré, Tio Donizete, Tia Sueli, Tio Avenir, Renatha e Kamilla – obrigado por me apoiarem, mesmo as vezes não entendo minhas escolhas. Ter o suporte e incentivo de vocês na durante minha caminhada é o maior presente que eu poderia receber, e também meu maior privilégio.

Agradeço aos membros e ex-membros do CICLOG por me suportarem. Vocês são os responsáveis por todo o conhecimento e aprendizado que obtive nos últimos dois anos. Mas mais do que isso, o que mais levo comigo são os almoços, jantares, cafés, cervejas, e risadas que compartilhamos. Bruno, Carla, Flávia, Juliana, Júlia, e Roni, muito obrigado. Agradeço especialmente ao Henrique, pela paciência e ajuda nesta pesquisa, mas principalmente, pelo convívio, companheirismo e amizade. Conte comigo sempre que precisar.

Agradeço aos membros do Global Shapers Florianópolis, por serem meu espaço seguro. Obrigado por me incentivarem a me tornar minha melhor versão, e por fazerem das quintas-feiras o melhor dia da minha semana.

Agradeço ao Prof. Sebastião pela orientação e confiança depositada em mim durante o mestrado. Obrigado pela oportunidade de aperfeiçoamento profissional e pessoal.

Agradeço à Fundação Amazônia Sustentável (FAS), *UN Sustainable Solutions Development Network (UN-SDSN)*, e *Deutscher Akademischer Austauschdienst (DAAD)* pelas oportunidades de formação complementar. Obrigado por me lembrarem o frio da Alemanha, e me apresentarem o calor da Amazônia.

Agradeço ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina pelo apoio, estrutura, e ensino de alta qualidade. Agradeço também ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado.

Agradeço, por fim, aos muitos outros amigos que contribuíram, direta ou indiretamente, com esta jornada.

Eu sou muito sortudo. Obrigado.

“What’s the use of a fine house if you haven’t got a tolerable planet to put it on?”
- Henry D. Thoreau

RESUMO

A Economia Circular (EC) é um tema que vem ganhando espaço em meios acadêmicos, industriais e governamentais. Entretanto, a incorporação de práticas alinhadas a esse novo panorama ainda enfrenta diversas barreiras. Dentre elas, a definição de indicadores quantitativos para a avaliação do benefício ambiental de sistemas circulares é uma necessidade apontada por diversas partes. Este trabalho analisa as convergências metodológicas entre dois dos principais métodos de contabilidade ambiental atualmente utilizados na análise de sistemas inseridos no contexto da EC, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e a Análise Emergética (AE). Para tal, um estudo de caso sobre um sistema de produto de reciclagem em ciclo aberto foi efetuado. O sistema em questão produz rodapés de poliestireno expandido (EPS) reciclado, sendo que dois cenários foram criados para a sua análise. O Cenário 1 representa o negócio da empresa, no qual o rodapé é produzido a partir da reciclagem em ciclo aberto do EPS, reinserindo resíduos plásticos que seriam encaminhados para aterro sanitário de novo ao mercado, desta vez no setor da construção civil. No Cenário 2, meramente comparativo, o produto é feito utilizando EPS proveniente de matéria prima virgem. Por meio da exploração qualitativa dos resultados derivados de ambas as metodologias para estes cenários, foi realizada uma análise crítica das convergências observadas entre tais abordagens. Ainda, foram elaborados dois quadros comparativos entre ACV e AE. O primeiro, baseado em doze critérios comuns às metodologias, identifica suas principais particularidades. O segundo, por sua vez, apresenta as principais vantagens e desvantagens de cada metodologia. Este estudo permitiu ainda traçar recomendações para a aplicação da ACV e AE no estudo de sistemas de produto. Este trabalho conclui que estes métodos apresentam grande convergência, principalmente por serem baseados no pensamento de ciclo de vida. Dessa forma, caso possível, recomenda-se o uso paralelo destes métodos, visando avaliação mais abrangente dos potenciais impactos ambientais de sistemas de produto, e que se sobressaia às desvantagens individuais de cada método. Por fim, os resultados desta pesquisa dão embasamento para a escolha de qual metodologia se empregar na avaliação de potenciais impactos ambientais, principalmente de sistemas circulares.

PALAVRAS-CHAVE: Economia Circular, Avaliação do Ciclo de Vida, Análise Emergética, EPS.

ABSTRACT

Circular Economy (CE) is a topic that gained ground in academic, industrial and managed environments. However, the incorporation of practices aligned with this new paradigm still faces several barriers. Among them, the definition of quantitative indicators for environmental benefit assessment of circular systems is a necessity pointed out by several parts. This work analyzed the methodological convergences between two of the main environmental accounting methods currently used in the analysis of systems inserted in the CE context, Life Cycle Assessment (LCA) and Emergy Analysis (EMA). To this end, a product system based on CE principles was selected and a case study was carried. The system in question is responsible for the manufacturing of baseboards made of recycled expanded polystyrene (EPS). Two scenarios were created for its analysis. Scenario 1 represents the business of the company, in which the product is manufactured through the open cycle recycling of EPS, reinserting the plastic waste that would be landfilled into the market, this time in the construction sector. In Scenario 2, purely comparative, the product is made using virgin EPS as raw material. Through the qualitative exploration of obtained by both methods for these scenarios, a critical analysis of the observed convergences between these approaches was performed. Two comparative tables were elaborated. The first, based on 12 criteria common to methods, identify their main individualities. On the second the main advantages and disadvantages of each methodology are presented. This study allowed recommendations for LCA and EMA applications in the study of product systems to be made. This work also concluded that these methods present great convergence, mainly due to having life cycle thinking as a common base. Therefore, if possible, the parallel use of these methodologies is recommended in order to provide a broader and comprehensive assessment of the environmental impacts caused by the product. Finally, the results of this research support the decision-making process in choosing an environmental impact assessment method, especially of circular systems analysis.

KEY-WORDS: Circular Economy, Life Cycle Assessment, Emergy Analysis, EPS.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Etapas de uma ACV.	27
Figura 2 - Exemplo de diagrama de fluxos energéticos.	33
Figura 3 - Símbolo de reciclabilidade do poliestireno.	34
Figura 4 - Fluxograma geral da pesquisa.	2
Figura 5 - Localização do município Braço do Norte/SC.	3
Figura 6 - Cenários para a produção do EPS.	4
Figura 7 - Exemplos de rodapé de EPS reciclado.	5
Figura 8 - Fronteiras do sistema.	6
Figura 9 - Principais contribuintes para o AICV do sistema.	21
Figura 10 - Comparação entre os impactos da produção do rodapé de EPS nos cenários estabelecidos.	27
Figura 11 - Diagrama de Fluxos Emergéticos (Cenário I).	29
Figura 12 - Diagrama de Fluxos Emergéticos (Cenário II).	30
Figura 13 - Comparação entre a energia total dos cenários estabelecidos.	38
Figura 14 - Fronteiras da ACV e AE para o sistema analisado.	42
Figura 15 - Normalização interna dos resultados da ACV (esquerda) e AE (direita).	44
Figura 16 - Comparação entre DAE, Não Renovável, Fóssil e Energia Total.	48
Figura 17 - Resultados da AICV e AE para as fases do Cenário I.	53
Figura 18 - Fluxograma de aplicação conjunta da ACV e AE.	68

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Simbologia da AE.	32
Quadro 2 - Datasets utilizados.....	10
Quadro 3 - Categorias de impacto do ciclo de vida.....	11
Quadro 4 - Quadro comparativo entre ACV e AE.	56
Quadro 5 - Principais vantagens e desvantagens da aplicação ACV e AE	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores e Coeficientes de Conversão de <i>Geobisphere Emergy Baselines</i>	15
Tabela 2 - Impactos ambientais da produção de 1 tonelada de rodapés de EPS.	21
Tabela 3 - Tabela Emergética Geral (Cenário I)	33
Tabela 4 - Tabela Emergética Detalhada (Cenário I).	34
Tabela 5 (Continuação)- Tabela Emergética Detalhada (Cenário I).	35
Tabela 6 (Continuação)- Tabela Emergética Detalhada (Cenário I).	36
Tabela 7 - Tabela Emergética Geral (Cenário II)	37
Tabela 8 - Índices Emergéticos	39
Tabela 9 – Resultados da AICV e AE para o Cenário I.	52

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV – Avaliação do Ciclo de Vida
AE – Análise Emergética
AG – Aquecimento Global
AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
AT – Acidificação Terrestre
BSI – *British Standard Institution*
DAE – Demanda Acumulada de Energia
DRF – Depleção de Recursos Fósseis
EC – Economia Circular
EAD – Eutrofização de Água Doce
ELR – *Emergy Loading Ratio*
EMF – *Ellen MacArthur Foundation*
ESI – *Emergy Sustainability Index*
EYR – *Emergy Yield Ratio*
EPS – Poliestireno Expandido
GEB – *Geobisphere Emergy Baseline*
GEE – Gases de Efeito Estufa
ICV – Inventário do Ciclo de Vida
ISO – *International Organization for Standardization*
PPGEA – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
PUEV – *Product Unit Emergy Value*
RTD – Reciclagem Terceirizada Degasado
RTM – Reciclagem Terceirizada Moído
RTP – Reciclagem Terceirizada Peletizado
THC – Toxicidade Humana Carcinogênica
U-I – Usina I Santa Luzia Ltda
U-III – Usina III Santa Luzia Ltda
UEV – *Unit Emergy Value*
UF – Unidade Funcional
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
1.1 OBJETIVOS	21
1.2 ESTRUTURA DA PESQUISA	21
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1 CONTEXTUALIZAÇÃO E ESTADO DA ARTE	22
2.2 ECONOMIA CIRCULAR	23
2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	25
2.2.1 Definição de ACV	25
2.2.2 Etapas de uma ACV	27
2.4 ANÁLISE EMERGÉTICA	29
2.3.1 Definição de AE	30
2.3.2 Etapas de uma AE	31
2.5 POLIESTIRENO EXPANDIDO	34
3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	2
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE PRODUTO	2
3.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	5
3.2.1 Definição do Sistema de Produto	5
3.2.2 Fronteira do Sistema	6
3.2.3 Definição da Unidade Funcional	8
3.2.3 Método de Alocação	8
3.2.4 Cenário de fim-de-vida	8
3.2.5 Inventário do Ciclo de Vida	9
3.2.6 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida	10
3.2.7 Interpretação	11
3.2.8 Requisitos de Dados	12
3.2.9 Pressupostos	12

	16
3.3 ANÁLISE EMERGÉTICA	12
3.3.1 Definição de Fronteiras do Sistema e Levantamento de Dados	13
3.3.2 Diagrama de Fluxos Emergéticos.....	13
3.3.3 Tabela Emergética.....	14
3.3.4 Índices Emergéticos.....	16
3.4 IDENTIFICAÇÃO DAS CONVERGÊNCIAS METODOLÓGICAS ENTRE ACV E AE	18
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	20
4.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	20
4.1.1 Acidificação Terrestre.....	22
4.1.2 Aquecimento Global.....	23
4.1.3 Demanda Acumulada de Energia (Não Renovável, Fóssil)	24
4.1.4 Depleção de Recursos Fósseis	25
4.1.5 Eutrofização de Água Doce.....	25
4.1.5 Toxicidade Humana Carcinogênica.....	26
4.1.6 Comparação entre os cenários com base na ACV.....	26
4.2 ANÁLISE EMERGÉTICA	28
4.2.1 Diagrama de Fluxos Emergéticos.....	28
4.2.2 Tabelas Emergéticas.....	30
4.2.3 Índices Emergéticos.....	38
4.2.4 Comparação entre os cenários com base na AE	40
4.3 CONVERGÊNCIAS METODOLÓGICAS ENTRE ACV E AE.....	42
4.3.1 Análise crítica das convergências entre ACV e AE	43
<i>4.3.1.1 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria AT.....</i>	<i>46</i>
<i>4.3.1.2 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria AG</i>	<i>47</i>
<i>4.3.1.3 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria DAE.....</i>	<i>48</i>
<i>4.3.1.4 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria DRF.....</i>	<i>49</i>

4.3.1.5 <i>Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria EAD</i>	50
4.3.1.6 <i>Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria THC</i>	51
4.3.1.7 <i>Análise de convergências entre ACV e AE com foco no Cenário 1</i>	52
4.3.2 Comparação entre ACV e AE	55
4.3.2.1 <i>Objetivo</i>	57
4.3.2.2 <i>Conceitos principais</i>	57
4.3.2.3 <i>Normalização</i>	58
4.3.2.4 <i>Fronteiras do sistema</i>	58
4.3.2.5 <i>Unidades</i>	59
4.3.2.6 <i>Coleta de dados</i>	60
4.3.2.7 <i>Indicadores</i>	61
4.3.2.8 <i>Ferramentas de cálculo</i>	61
4.3.2.9 <i>Representação gráfica</i>	62
4.3.2.10 <i>Comunicação de resultados</i>	62
4.3.2.11 <i>Alocação</i>	63
4.3.2.12 <i>Abordagem</i>	64
4.3.3 <i>Recomendações para a escolha entre ACV e AE</i>	65
5. CONCLUSÕES	70
6. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	72
7 REFERÊNCIAS	73
APÊNDICE A – FLUXOGRAMAS DE PROCESSOS	84
APÊNDICE B - ICV DO RODAPÉ DE EPS EXPANDIDO	89
ANEXO A – SOLICITAÇÃO DO USO DE DADOS E NOME DA EMPRESA SANTA LUZIA LTDA.	92

1 INTRODUÇÃO

A Economia Circular (EC) é um dos principais conceitos que emergiu dos debates relacionados a recursos e resíduos (BLOMSMA; BRENNAN, 2017) e vem despertando crescente interesse por parte da comunidade científica (KALMYKOVA et al., 2018), governos (MCDOWALL et al., 2017) e setor privado (DE OLIVEIRA et al., 2019). De forma prática, a EC visa transformar resíduos em recursos, ao defender a extração mínima de matérias-primas e a maximização do ciclo de vida de materiais por meio da promoção da reutilização, reciclagem, e recuperação (GHISELLINI et al., 2016). Deschamps et al. (2018) argumentam que o design de produtos que sejam facilmente reparáveis e recuperáveis é parte fundamental da EC, de forma que estes materiais possam ser utilizados como materiais primários para os processos produtivos da mesma indústria (reciclagem em ciclo fechado) ou outra indústria (reciclagem em ciclo aberto). Neste contexto, dentre os principais setores industriais ligados à discussão da EC, encontra-se a indústria do plástico.

O plástico é um dos materiais mais comuns na economia moderna, combinando propriedades funcionais incomparáveis (como flexibilidade, leveza, condição inerte, durabilidade etc.) com baixo custo (COOK et al., 2018). Como efeito natural dessas características, seu uso aumentou 20 vezes nos últimos 50 anos, e deve dobrar novamente nos próximos 20 anos (EMF, 2016). No entanto, apesar desses recursos funcionais importantes, o setor de plásticos carrega um conjunto de características que são opostos aos conceitos de EC. A baixa taxa de degradabilidade, uma cadeia produtiva dependente de combustíveis fósseis, e o baixo valor econômico do resíduo são alguns dos desafios relacionados à indústria do plástico (KAZA et al., 2018; ÖZKAN et al., 2015). Sua produção também é atrelada ao alto consumo de recursos naturais (MUISE et al., 2016), bioacumulação em organismos marinhos e terrestres (LI et al., 2016; ÖZKAN et al., 2015), geração excessiva de resíduos sólidos descartados, e implicações derivadas dos impactos ambientais de sua produção e fim de vida (CHEN et al., 2019). Ainda, de acordo com o relatório “*What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*” (KAZA et al., 2018), 242 milhões de toneladas de resíduos plásticos foram geradas em 2016. Segundo EMF (2016), a maioria das embalagens de plástico, um dos maiores setores relacionados à indústria do plástico, é usada apenas uma vez, causando perda anual de 95% do valor econômico do material, que equivale U\$ 80-120 bilhões, demonstrando não somente os desafios ambientais, mas também econômicos, deste setor.

Dentre a vasta gama de produtos plásticos, encontra-se o Poliestireno Expandido (EPS). O EPS é um termoplástico não-tóxico, inerte, com estabilidade dimensional, e baixo custo (SARMIENTO et al., 2016). Devido à sua aplicação flexível, os setores da construção, eletrônica e embalagens fazem uso extensivo do EPS em seus sistemas de produto (LITHNER et al., 2011). Tal flexibilidade apresenta ônus evidente, uma vez que produtos de EPS são frequentemente descartados após seu primeiro uso, gerando quantidades significativas de resíduos, e culminando, possivelmente, em danos ambientais provenientes de seu descarte incorreto (DE OLIVEIRA et al., 2019). Por conseguinte, cadeias produtivas baseadas na reciclagem do EPS demonstram forte alinhamento com a EC, uma vez que promovem a maximização do ciclo de vida do material (CHEN et al., 2019), diminuindo a pressão ambiental causada por sua cadeia produtiva altamente impactante (DESCHAMPS et al., 2018; VARGAS-GONZALEZ et al., 2019). Nesta dissertação, foi analisado um produto proveniente deste material: o rodapé de EPS reciclado, produzido pela Indústria e Comércio de Molduras Santa Luzia LTDA., através de um sistema produtivo baseado na lógica da reciclagem em ciclo aberto.

Este estudo analisa o rodapé de EPS reciclado como objeto de pesquisa para levantar discussões entre dois métodos de avaliação de impacto ambiental potencial, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e a Análise Emergética (AE). O objetivo desta pesquisa é compreender possíveis sobreposições, e identificar convergências metodológicas entre as mesmas. Esta abordagem se pauta nas pesquisas de Kirchherr et al. (2017), Elia et al., 2017, Wang et al. (2015), que apontam o estágio de validação em que a EC se encontra, e a necessidade de mais estudos voltados à avaliação quantitativa de práticas circulares.

As técnicas de contabilidade ambientais analisadas nesta pesquisa são baseadas no Pensamento do Ciclo de Vida, ou seja, analisam sistemas de forma abrangente, avaliando a totalidade dos aspectos, processos, e impactos envolvidos em suas atividades. A ACV é padronizada no pelas normas ISO 14040 (ISO, 2006a) e 14044 (ISO, 2006b), e amplamente empregada na avaliação de desempenho ambiental de sistemas de produto e serviço (DESCHAMPS et al., 2018; VARGAS-GONZALEZ et al., 2019). A Análise Emergética (AE), um método de contabilidade ambiental desenvolvido por Odum (1996), com base na termodinâmica e acúmulo de energia ao longo de sistemas (CORCELLI et al., 2017). Ambas metodologias permitem a avaliação ambiental de um produto ou serviço durante o seu ciclo de vida, e vem sendo empregadas na avaliação de sistemas de produto (AGOSTINHO et al., 2019; AZIZ; HANAFIAH, 2020), parques industriais (FANG et al., 2017; VALENZUELA- VENEGAS et al., 2016), e em nível nacional (GIANNETTI et al., 2019).

Na literatura, estes métodos vêm sendo extensivamente empregados na avaliação de sistemas alinhados aos princípios da EC – também intitulados como “sistemas circulares”. Elia et al. (2017) argumentam que a ACV e a AE estão entre as poucas abordagens científicas capazes de avaliar sistemas circulares. Kalmykova et al. (2018) elencam estas abordagens como técnicas importantes para a implementação da EC. Ainda, de acordo com Deschamps et al. (2018), a ACV pode ser usada para avaliar – por meio de extensa lista de indicadores – o desempenho de um sistema de produto, atividade ou serviço no âmbito da EC, sendo essencial para retratar a totalidade de sistemas circulares no contexto do desenvolvimento sustentável. A AE, por sua vez, captura a dinâmica de um sistema e o reflexo de sua carga ambiental, mudanças de padrões nas estruturas de energia, utilização de resíduos e tem habilidade de alcançar índices claros de desenvolvimento sustentável (MERLIN; BOILEAU, 2017). Como defendido por Geng et al. (2013; 2016), a AE é um método de avaliação de impactos capaz de sintetizar a complexidade da EC, devido a sua análise agregada dos fluxos de energia do sistema.

Diante da potencialidade da ACV e AE em avaliar o perfil ambiental de sistemas complexos, e no intuito de contribuir na escolha dentre os mecanismos de avaliação ambiental de sistemas de produto, esta pesquisa visa elencar as particularidades desses métodos e explorar pontos de convergência metodológica entre eles.

1.1 OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar as particularidades e as convergências metodológicas da ACV e AE por meio de um estudo de caso.

Objetivos Específicos

- i. Avaliar os potenciais impactos ambientais de um sistema de produto de EPS reciclado por meio da ACV e AE.
- ii. Analisar qualitativamente as convergências metodológicas encontradas entre as metodologias aplicadas.
- iii. Comparar as abordagens metodológicas entre ACV e AE de acordo com suas vantagens, desvantagens, e principais critérios abordados.

1.2 ESTRUTURA DA PESQUISA

Esta pesquisa foi construída em seis capítulos. O primeiro trata da introdução ao tema, objetivo geral e específicos. O segundo se refere à revisão da literatura, onde os conceitos importantes para o entendimento do texto são apresentados. O terceiro capítulo apresenta os procedimentos metodológicos aplicados nesta dissertação, onde são caracterizadas as especificidades da ACV e AE para o sistema de produto analisado. Em seguida, no quarto capítulo, são apresentados os resultados deste trabalho. Neste capítulo são discutidos os resultados das análises aplicadas ao sistema de produto, e levantados pontos de convergência entre os métodos empregados, apresentado quadro comparativos entre ACV e AE. O quinto capítulo dispõe as conclusões dessa pesquisa. Por fim, no sexto capítulo são apresentadas recomendações para trabalhos futuros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O presente capítulo pretende fornecer embasamento teórico para uma melhor compreensão desta pesquisa. Com base nos objetivos propostos, a revisão bibliográfica foi dividida em cinco partes: i) Contextualização e Estado da Arte; ii) Economia Circular, iii) Avaliação do Ciclo de Vida, iv) Análise Emergética, e x) Poliestireno Expandido.

2.1 CONTEXTUALIZAÇÃO E ESTADO DA ARTE

Nas últimas quatro décadas, diversas metodologias de contabilidade ambiental, que nada mais são do que métodos de avaliação de impactos ambientais potenciais. Essas ferramentas foram desenvolvidas para conceituar e quantificar os efeitos diretos e indiretos da atividade humana no meio ambiente (Patterson et al., 2017). E tem o objetivo agregar informações sobre sistemas diversos, a fim de permitir que tomadores de decisão possam rastrear e mensurar resultados e metas de sustentabilidade em sistemas de produto (Kalmykova et al, 2018). Cada metodologia apresenta determinadas particularidades e pressupostos, sendo que segundo Patterson et al. (2017), devem ser utilizadas dentro de seus determinados escopos. Os pesquisadores também apontam as dificuldades na comparação entre os resultados encontrados por diferentes técnicas para um mesmo sistema, uma vez que cada metodologia tem seus próprios conceitos e limites.

Várias são as metodologias que são descritas como técnicas de contabilidade ambiental, alguns exemplos são: Pegada Ecológica, Pegada de Carbono, Análise de Energia, *Material Flow Analysis*, AE e ACV. Dentre as metodologias citadas, as duas últimas têm se destacado na última década na avaliação de sistemas de produto alinhados aos conceitos da EC (Liu et al., 2019b). Isso se dá devido ao fato de terem fundamentação comum no Pensamento de Ciclo de Vida, uma vez que ambas as metodologias avaliam sistemas de forma holística, não havendo foco em uma atividade, produto ou serviço, específico, mas sim a avaliação do sistema como um todo.

Tanto a ACV, como a AE apresentam grande publicação científica. Entretanto, devido a sua aproximação metodológica, estas metodologias vêm sendo utilizadas em paralelo por diferentes pesquisadores, especialmente na avaliação do perfil ambiental de sistemas circulares. Pan e Li (2016), por exemplo, avaliaram a sustentabilidade da reciclagem de veículos por meio destas duas metodologias. Chen et al (2016) realizou uma AE da produção de cimento na China com base em uma ACV. Outros autores, no entanto, optaram pela criação

de modelos híbridos dentre estas metodologias, visando uma avaliação ambiental mais completa. Este é o caso dos estudos realizados por exemplo, Li e Wang (2009), e Pan e Li (2016).

Um ponto de comum discussão dentre estes textos são as aproximações metodológicas existentes entre estas metodologias, sendo que dois estudos de caráter teórico foram publicados visando melhor discutir as possíveis convergências metodológicas entre ACV e a AE. Patterson et al (2017) analisa as convergências entre seis metodologias de contabilidade ambiental e conclui que, dentre elas, a ACV e AE apresenta aproximações metodológicas, mas que seu uso paralelo, e comunicação conjunta de resultados desse ser criterioso e atender à rigurosidade metodológica de ambas as técnicas. Rugani e Benetto (2012) apresentam um estudo que, ao apresenta melhorias para a teoria energética por meio do aprofundamento na metodologia da ACV, apresenta convergências estas técnicas. Ressalta-se que estes trabalhos, que serviam de base para esta pesquisa, tem caráter puramente teórico, e não apresentam estudos de caso prático, sendo que não foram encontrados na literatura nenhuma pesquisa se avaliasse as convergências entre a ACV e AE por meio de um estudo de caso prático.

2.2 ECONOMIA CIRCULAR

A EC é um tema que vem ganhando espaço em meio acadêmicos e governamental. Ela descreve a ruptura dos paradigmas econômicos, apresentando uma melhor alternativa para o atual modelo de desenvolvimento econômico, que está baseado na lógica linear “extrair, produzir e descartar” (NESS, 2008). O conceito de EC é de grande interesse para diferentes setores, uma vez que é visto como a operacionalização para a implementação do desenvolvimento sustentável pelo mercado (GHISELLINI et al., 2016).

Por mais que a EC tenha recentemente se tornado um tópico emergente, a sua disseminação é dificultada devido à difusão de conceitos e proposições para sua avaliação (KALMYKOVA et al., 2018). McDowall et al. (2017) argumentam que a EC apresenta um escopo amplo, que oferece potencial para a flexibilidade interpretativa, isto é, pode ser entendida ou aplicada de forma distinta em diferentes contextos, a fim de acomodar uma ampla gama de interesses políticos.

Kirchherr et al. (2017) caracterizam EC através do estudo de 114 definições utilizadas em literatura, conceituam a EC como um sistema econômico que substitui o conceito de 'fim-de-vida' pela redução, reutilização, reciclagem, e recuperação de materiais

nos processos de produção, distribuição e consumo. A EC opera nos níveis micro (produtos, empresas, consumidores), meso (eco industrial, parques industriais) e macro (cidades, regiões, nações), com o objetivo de alcançar o desenvolvimento sustentável. Devido a sua abordagem multifacetária, que leva em conta os principais processos relacionados à EC, seus diferentes níveis de operação, e a relação entre este novo modelo econômico e o desenvolvimento sustentável, o estudo presente toma a definição apresentada por Kirchherr et al. (2017) como base conceitual para a EC.

A EC passa atualmente por um período de validação tanto no meio acadêmico, quanto referente à sua operacionalização no âmbito industrial e comercial. Sua implementação prática ainda apresenta progresso limitado (KALMYKOVA et al., 2018; KIRCHHERR et al., 2017). Uma importante ferramenta para o alinhamento conceitual e fomento do tema dentre os meios acima citados foi a publicação da norma BSI 8001 – *Framework for Implementing the Principles of the Circular Economy in Organizations* (BSI, 2017), que tem como objetivo guiar organizações de diferentes tamanhos e setores na transição para modelos circulares. Nota-se que a publicação desta norma é um marco na disseminação do conceito de EC, uma vez que é a primeira normatização referente ao tema. Entretanto, a norma BSI 8001 (BSI, 2017) recebeu diversas críticas feitas por especialistas devido a seus apontamentos brandos (PAULIUK, 2018), demonstrando este é um campo que ainda carece de aprofundamento e regulamentação.

Parte do processo de validação da EC se dá devido à necessidade em definir indicadores quantitativos relacionados a este tema (ELIA et al., 2017; HAAS et al., 2015). Diversos autores têm estudado a relação entre metodologias consolidadas no âmbito de avaliação de impactos ambientais como alternativas para a quantificação do impacto e eficiência de práticas (ELIA et al., 2017; KHARRAZI et al., 2014; SAIDANI et al., 2019). Uma vez que a EC é intrinsecamente ligada ao conceito ao Pensamento de Ciclo de Vida (BSI, 2017; EMF, 2013), se torna lógico que os métodos de avaliação de suas práticas defendidos por pesquisadores sejam também baseados no Ciclo de Vida dos recursos e materiais (GHISELLINI et al., 2016). Giorgi et al. (2019) ressaltam a importância do uso de metodologias analíticas baseadas no Pensamento do Ciclo de Vida durante o processo de tomada de decisão voltado a práticas da EC. Os autores argumentam que o uso de metodologias deste cunho é imperativo para a otimização do uso de recursos e energia, e consequente melhor desempenho ambiental. Dentre os principais métodos de avaliação de impactos levantadas pela literatura para avaliação dos impactos ambientais de sistemas circulares, se destacam a ACV e a AE, ambas abordadas nesta pesquisa.

2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A ACV é uma metodologia interativa de contabilização de danos ambientais potenciais regida pelas normas ISO 14040 e 14044. A seguir ela é explorada em maior detalhe.

2.2.1 Definição de ACV

A crescente conscientização sobre a importância da proteção ambiental e dos possíveis impactos associados a produtos manufaturados e consumidos tem aumentado o interesse no desenvolvimento de métodos para melhor compreender e diminuir estes impactos. Uma das técnicas desenvolvidas com este propósito é a ACV (ISO, 2006a). Esta é uma técnica importante para avaliar recursos, energia, e a degradação ambiental que resulta de tomada de decisão relacionadas a materiais e produtos (BROWN; BURANAKARN, 2003). A ACV tem se mostrado vital para o desenvolvimento sustentável de forma mais concreta, a nível de produto, em que os caminhos apontados são geralmente aqueles considerados com menores impactos ambientais ou aqueles que sugerem mudanças para a redução desses impactos (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Entretanto, para melhor entendimento da ACV, é necessário, primeiramente, o entendimento dos termos “Ciclo de Vida” e “Sistema de Produto”. A norma ISO 14044 (ISO, 2006b) abrange ambas as definições, conceituando “Ciclo de Vida” como “estágios consecutivos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria-prima ou de sua geração a partir de recursos naturais até a disposição final.” O termo “Sistema de Produto” é definido como “conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto”.

De forma prática, a ACV pode ser descrita como uma metodologia analítica para a avaliação dos aspectos ambientais e potenciais impactos ambientais gerados por um processo, atividade ou serviço ao longo do ciclo de vida de um produto (SETAC, 1993).

Segundo a norma ISO (2006a), a ACV auxilia o tomador de decisão em ações de:

- identificação de oportunidades para melhorar os aspectos ambientais dos produtos em vários pontos de seu ciclo de vida;
- tomada de decisão na indústria, organizações governamentais ou não governamentais (por exemplo, planejamento estratégico, definição de prioridades, projeto ou reavaliação de produtos ou processos);
- seleção de indicadores para a avaliação de desempenho ambiental, incluindo técnicas de medição;
- marketing (por exemplo, uma declaração ambiental, um programa de rotulagem ecológica ou uma declaração ambiental de produto).

A ACV é um método de avaliação de impacto de abordagem *downstream*, isto é, objetiva analisar os impactos das emissões em processos cascata gerados pelas atividades do sistema de produto estudado com foco no sistema de produto e suas consequências. Dessa forma, a ACV é uma das principais técnicas utilizadas na tomada de decisão quanto aos impactos ambientais potenciais em escala local (ULGIATI et al., 2006).

Esta técnica de contabilidade ambiental teve seu início nos anos 90 (SETAC, 1993), sendo que sua normatização cerca de dez anos depois (ISO 2006a; 2006b). Desde então, foi amplamente difundida e incorporada em atividades produtivas na avaliação de impactos ambientais potenciais. A pesquisa científica relacionada ao tema continua em forte expansão. Ela vem sendo empregada, por exemplo, em estudos recentes voltados às mudanças climáticas (GUARDIA et al., 2019), produção de biogás a partir de óleo de palma (AZIZ; HANAFIAH, 2020), produção de metanol a partir de CO₂ (MEUNIER et al., 2020), comparação entre impactos ambientais de duas sub-regiões urbanas (NEMATCHOUA et al., 2020), dentre outras temáticas.

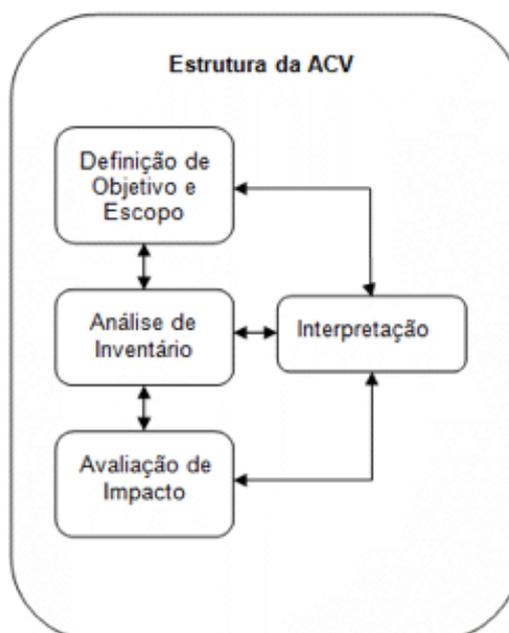
No que tange à EC, a ACV é avaliada como uma abordagem bem posicionada para quantificar os benefícios ambientais, a eficiência material, e as estratégias desse novo modelo econômico (SAIDANI et al., 2019), uma vez que ambos os temas partilham uma base conceitual fundamentada sobre o Pensamento do Ciclo de Vida (WALKER et al., 2018). Para Senán-Salinas et al. (2019), a transição para o modelo circular depende de estratégias de inovação e fechamento de *loops* a serem desenvolvidos nos próximos anos. Durante essa transição, avaliações holísticas como a ACV são inevitáveis. Ainda, Lausselet et al. (2017) levanta as relações diretas entre EC e mudanças climáticas, apontando ACV como um método base para a avaliação de sistemas circulares, provendo a identificação de possíveis abordagens

de mitigação de impacto ambiental voltado à problemática climática. A literatura direcionada à aplicação da ACV no âmbito da EC se estende também às cadeias produtivas do plástico (CHEN et al., 2019), alumínio (XUE et al., 2018), construção civil (GHISELLINI et al., 2018), cadeias alimentícias (INGRAO et al., 2018), dentre outros. Dessa forma, evidencia-se a preferência no uso desta metodologia na avaliação de sistemas circulares.

2.2.2 Etapas de uma ACV

A norma ISO 14040 (ISO, 2006a) discorre sobre a estrutura metodológica da ACV, dividida em quatro fases interligadas: (i) Definição de Objetivo e Escopo; (ii) Análise de Inventário (iii) Avaliação de Impactos, e (iv) Interpretação. A sequência e interação entre tais fases são ilustradas na Figura 1.

Figura 1 - Etapas de uma ACV.



Fonte: adaptado de ISO 14040 (2006a).

A primeira fase, Definição de Objetivo e Escopo, consiste na definição da razão principal para a condução do estudo, sua abrangência e limites, a Unidade Funcional (UF), a metodologia de avaliação de impactos ambientais a ser adotada, e os procedimentos considerados necessários. Dentre tais elementos incorporados por esta etapa, é necessário maior atenção à definição de UF e da Fronteira do Sistema. A norma conceitua UF como “o desempenho quantificado de um sistema de produto para utilização como uma unidade de

referência.” (ISO 2006a). Aplicar corretamente a UF de uma ACV é a chave para se desenvolver um estudo sem ambiguidades, principalmente em projetos de comparabilidade, em que os sistemas devem ser comparados de acordo com a mesma UF (SETAC, 1993). A Fronteira do Sistema é definida como “a interface entre um sistema de produto e o meio ambiente ou outros sistemas de produto.” (ISO, 2006a), ou “conjunto de critérios que especificam quais processos elementares fazem parte de um sistema de produto” (ISO, 2006b). Após o devido estabelecimento da UF, da Fronteira do Sistema, e dos processos a serem estudados, a condução da ACV segue para a fase da construção do Inventário de Ciclo de Vida (ICV).

O ICV consiste no processo de coleta e quantificação dos dados de todas as entradas (energia, matéria-prima, etc.) e saídas (emissões, resíduos, coprodutos, etc.) pertinentes a um sistema de produto. O processo de condução de um inventário é iterativo. Na medida em que os dados são coletados e é conhecido mais sobre o sistema, podem ser identificados novos requisitos ou limitações que requeiram mudanças nos procedimentos de coleta de informações, de forma que os objetivos do estudo ainda sejam alcançados (ISO, 2006a). A norma recomenda ainda que as entradas e saídas sejam representadas graficamente dentro de uma fronteira do sistema por meio de fluxogramas contendo especificação das unidades dos valores levantados e descrição clara dos métodos de coleta de dados. Tais informações são coletadas de forma direta, analisando as entradas e saídas de matérias de um processo produtivo *in loco*, caracterizando dados primários, ou também por meio de bases de dados, que apresentam dados secundários baseados em medições feitas por terceiros.

Depois de realizado o ICV, a próxima etapa da ACV consiste na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Esta fase é dirigida à avaliação da significância de impactos ambientais potenciais usando dados coletados no ICV. Em geral, a AICV envolve a associação de dados de inventário com impactos ambientais específicos e a tentativa de compreendê-los, convertendo-os em categorias de impacto ambiental (BAUMANN; TILLMAN, 2004). Os resultados são possíveis em nível *midpoint*, *endpoint* e *single score*. Categorias de impacto *midpoint* incluem aquecimento global, depleção da camada de ozônio, eutrofização, acidificação, toxicidade humana (carcinogênicas e não-carcinogênicas), efeitos respiratórios (inorgânicos), radiação ionizante, ecotoxicidade, formação de ozônio fotoquímico, uso de terra e esgotamento de recursos, dentre outras (EC/JRC/IES, 2011). As categorias de impacto *endpoint* apresentam valores em termos de áreas de proteção, como a saúde humana, recursos naturais e danos ao ecossistema (HUPPES et al., 2012). As categorias *endpoint* se relacionam às categorias *midpoint* através de caminhos de impacto (*damage*

pathways). A título de exemplo, é possível analisar as categorias de impacto do método de AICV ReCiPe 2016 (RIVM, 2016). O caminho de impacto “aumento de doenças respiratórias” relaciona a categoria de impacto *midpoint* “material particulado” à categoria *endpoint* “danos à saúde humana”. Salienta-se que diferentes métodos de AICV apresentam diferentes categorias e caminhos de impacto. A avaliação dos impactos por meio de um *single score*, por sua vez, corresponde à compilação dos impactos ambientais encontrados pelas categorias de impacto escolhidas em um fator único. É necessária a agregação de muitas informações para a formação do *single score*, havendo assim alta incerteza no procedimento de cálculo (VAN HOOFF et al., 2013), o que torna este método menos utilizado.

A última fase da ACV é denominada de Interpretação do Ciclo de Vida. Ela se relaciona diretamente com as outras três fases da ACV, o que reflete a necessidade de constante interpretação e análise dos dados e processos analisados, sendo que, caso necessário, este estágio possibilita a alteração de escopo, objetivos e processos analisados. Nesta etapa três principais elementos devem ser destacados: primeiro, a identificação das questões significativas com base nos resultados das fases de ICV e AICV, a avaliação do estudo de ACV considerando elementos opcionais da AICV, como a análise de sensibilidade e consistência dos dados, e, por último, a formulação de conclusões e limitações sobre o sistema estudado (ISO, 2006b). Nota-se que as constatações desta interpretação podem tomar a forma de conclusões e recomendações para os tomadores de decisão, de forma consistente com o objetivo e o escopo do estudo (ISO, 2006a).

2.4 ANÁLISE EMERGÉTICA

A AE é uma metodologia de contabilidade ambiental que vem ganhando espaço em meios acadêmicos e industriais na última década. Ela é baseada no fluxo de energia (com m) que permeia um sistema, sendo desdobrada em indicadores de desempenho e impacto ambiental potencial.

2.3.1 Definição de AE

A teoria emergética foi proposta em meados de 1980, e então gradualmente aplicada no estudo de ecossistemas naturais e antrópicos (CHEN et al., 2017a). A base teórica e conceitual para a metodologia emergética é fundamentada na Teoria Termodinâmica, o ramo da física que estuda as causas e os efeitos de mudanças na temperatura, pressão e volume, e na Teoria Geral de Sistemas, estudo interdisciplinar de sistemas em geral, com o objetivo de descobrir padrões e identificar regras que possam ser aplicadas em diversos campos do conhecimento (BROWN; BURANAKARN, 2003).

Por definição, emergia é a quantidade de energia que é necessária, direta ou indiretamente, para fornecer um dado fluxo ou armazenamento de energia ou matéria. A emergia de qualquer produto ou processo é a soma das energias usadas no passado e no presente para formá-lo (BROWN; BURANAKARN, 2003). A produção e o consumo dependem exclusivamente do apoio contínuo do ecossistema natural, e, uma vez que a energia solar é a forma original de toda a energia, ela é comumente usada como equivalente para quantificar outras formas de energia (LOU et al., 2015). Dessa forma, a teoria emergética normatizou o joule solar (seJ) como unidade base para estudos de emergia (LI; WANG, 2009).

No contexto da AE, torna-se necessário a definição do termo “transformidade”. Esse conceito exprime a ideia do valor de energia que entra em um sistema, dividido pela energia de saída disponível. De forma prática, calcula-se a emergia necessária para a formação de uma unidade de determinado produto (KHARRAZI et al., 2014). Este cálculo é baseado em uma UF pré-estabelecida (procedimento análogo à ACV). Comumente, a transformidade é representada como *Unit Emery Value* (UEV). Segundo Björklund et al. (2001), a confiabilidade das transformidades utilizadas é crucial para a qualidade da AE. Seu cálculo é baseado na *Geobiosphere emery baseline* (GEB), apresentada por Odum (1996). A GEB é o *input* anual total de emergia da geobiosfera, levando em conta a energia provinda do sol, das marés, calor geotérmico, e outros agentes físicos (BROWN; ULGIATI, 2016). Segundo Pan et al. (2019a), a GEB é constantemente revisada por estudiosos da área, sendo que cinco valores já foram implementados em estudos de emergia. Seu valor mais recente foi calculado por Brown e Ulgiati (2016), que apresentaram o valor de 12,00E24 seJ/ano.

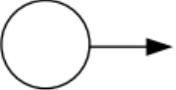
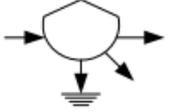
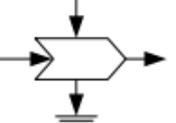
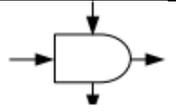
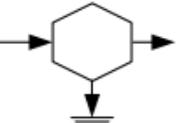
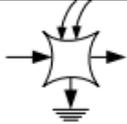
Ulgiati et al. (2006) classificam a AE como um método de avaliação de impactos *upstream*, ou seja, uma abordagem que foca na quantidade de recursos empregada para a obtenção de um produto ou serviço. Os autores afirmam que essa característica da AE a elege como uma metodologia bem equipada para fornecer informações sobre os custos ambientais ocultos e inerentes a sistemas aparentemente “limpos”.

A AE se adapta bem à realidade proposta pela EC, uma vez que ela captura a dinâmica de um sistema e o reflexo de sua carga ambiental, ecoeficiência, mudanças de padrões nas estruturas de energia, utilização de resíduos, e tem habilidade de alcançar índices claros de desenvolvimento sustentável (MERLIN; BOILEAU, 2017; ZHOU et al., 2010). Amplamente pesquisado e aplicado na China, este método de avaliação de impactos ambientais vem sendo empregado na avaliação de diversos casos. Como exemplos de pesquisas recentes, pode-se mencionar o estudo do tratamento de placas fotovoltaicas (CORCELLI et al., 2017), aterros sanitários (PAN et al., 2018), cadeias produtivas como a do alumínio (XUE et al., 2018), ou a do leite (AGOSTINHO et al., 2019), e até a emergência total de nações, como calculado por Geng et al. (2013) para o caso da China.

2.3.2 Etapas de uma AE

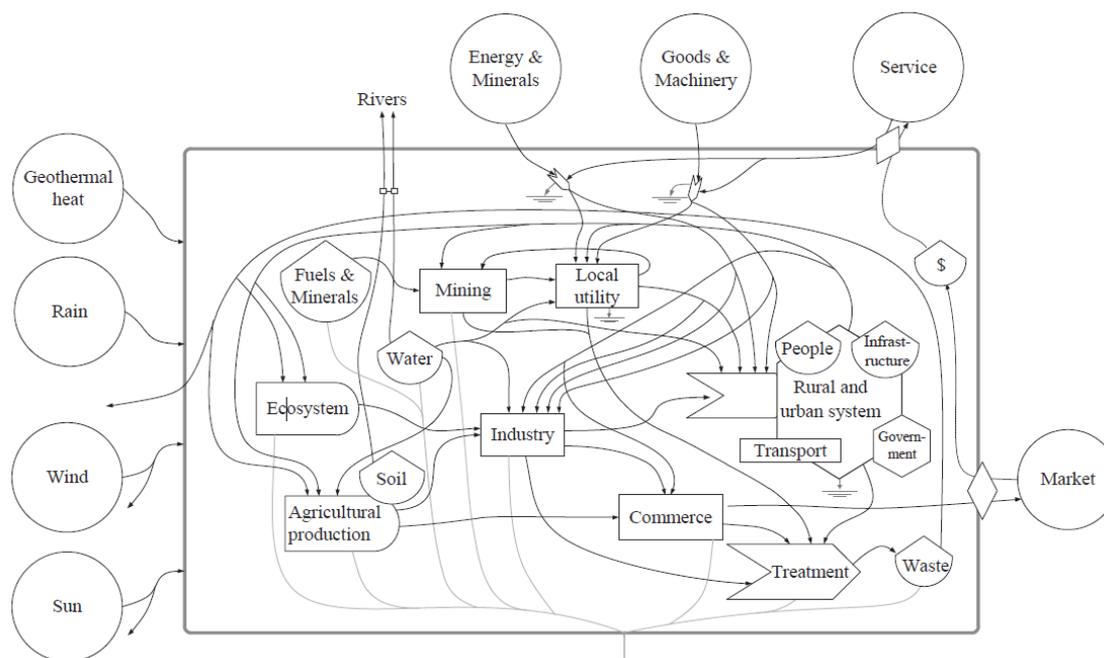
A primeira etapa para a execução de uma AE é a construção de um Diagrama de Fluxos Emergéticos. O diagrama consiste em uma representação gráfica dos processos, transformações energéticas e fluxos do sistema. O mesmo é construído com base na nomenclatura desenvolvida por Odum (1996), como apresentado no Quadro 1, e ilustrado pela Figura 2.

Quadro 1 - Simbologia da AE.

Símbolo	Significado
	Caminho Energético: Fluxo de energia, materiais ou informação.
	Fonte de Energia: Energia existente nos recursos usados pelo ecossistema (sol, vento, chuva, marés, ondas nas praias, sementes trazidas pelo vento e as aves, forças físicas e econômicas).
	Depósito ou estoque: é um acúmulo de um recurso, por exemplo, biomassa, solo, água subterrânea, areia, nutrientes, depósitos de energia fóssil, minerais, produtos industriais, etc.
	Sumidouro de Calor: Energia dispersa em um processo, a qual não pode mais ser aproveitada, como a água evaporada durante a fotossíntese, o calor do metabolismo animal, o calor da fricção, etc.
	Interação: processo que combina diferentes tipos de energias e materiais para produzir um recurso diferente (realizar trabalho).
	Produtor: Uma unidade biológica (autótrofo) que transforma energia solar e materiais básicos em biomassa. Exemplos: as plantas silvestres e das lavouras, árvores, fazendas, o setor agrícola de um país.
	Consumidor: Uma unidade biológica (heterótrofo) que aproveita os recursos gerados pelos produtores. Por exemplo: insetos, microrganismos, gado, seres humanos e cidades.
Força resultante das pressões sociais 	Transação: intercâmbio de energia, materiais, serviços e dinheiro.
	Interruptor: dispositivo de controle (movido por várias forças) que dispara um processo que estava inativo, o qual geralmente é de pouca duração como um incêndio ou a polinização das flores.
	Caixa: Demarcação dos limites de um sistema ou de um subsistema.

Fonte: adaptado de Odum (1996).

Figura 2 - Exemplo de diagrama de fluxos emergéticos.



Fonte: Chen et al. (2017).

A segunda etapa da AE consiste na elaboração da Tabela Emergética do sistema de produto. Na Tabela Emergética os valores de UEV são relacionados à quantidade presente de cada item no sistema de produto. O somatório da energia encontrada para cada item do sistema compõe a energia total do sistema de produto (ODUM, 1996).

Por fim, a partir dos fluxos emergéticos agregados pelo Diagrama, e da energia total do sistema, é possível realizar o cálculo de índices emergéticos. Para tal, os fluxos são diferenciados entre renováveis (simbolizados por R, como sol, vento, água), não renováveis (simbolizados por N, como minerais), insumos importados (simbolizados por F, como eletricidade e combustíveis fósseis), e energia total do produto (simbolizada por Y) (ALMEIDA et al., 2017). Tais índices podem ser divididos entre duas categorias: índices de intensidade, e indicadores de performance. Indicadores básicos exprimem dados referentes à intensidade do sistema, visando analisar a relação entre o uso de recursos por unidade de produto, sua relação com Produto Interno Bruto (PIB), ou sua dependência da mão de obra despendida no sistema de produto (GENG et al., 2013). Outra categoria de índices emergéticos foca no desempenho do sistema de produto, avaliando sua taxa de rendimento, carga ambiental, e nível de sustentabilidade (PAN et al., 2019a).

De acordo com Chen et al., (2017a), índices emergéticos proporcionam uma imagem holística das características de um sistema complexo, possibilitando assim uma maior avaliação dos fatores que podem ser aprimorados visando maior aproximação de sistemas de produto à EC.

2.5 POLIESTIRENO EXPANDIDO

O Poliestireno Expandido (EPS) é um material termoplástico, inerte e não tóxico (NAJMADDIN et al., 2005). A principal vantagem do EPS é referente à sua baixa densidade, que se dá devido à incorporação de gases durante o processo industrial (CELLA, 2012). O material expandido consiste em aproximadamente 98% de ar e 2% de poliestireno em massa, se tornando extremamente leve (SARMIENTO et al., 2016; SIYAL et al., 2012). O EPS, assim como a maioria dos plásticos, é um material reciclável. Sua identificação em produtos e embalagens é normatizada pela NBR 13230:2008 (ABNT, 2008), e se dá através do símbolo composto pelo número “seis” envolto pelo triângulo da reciclagem, como apresentado na Figura 3. Nota-se que este é o mesmo símbolo utilizado para outras formas de poliestireno.

Figura 3 - Símbolo de reciclabilidade do poliestireno.



Fonte: ABNT, 2008.

Segundo Cella (2012), o EPS é um material plástico não degradável, extremamente versátil, e amplamente usado para a produção de embalagens, equipamentos eletrônicos e materiais de construção. Comumente utilizado em uma variedade de aplicações devido ao seu peso leve, ele apresenta bom isolamento térmico, resistência à umidade, durabilidade, absorção acústica e baixa condutividade térmica (CHEN et al., 2015).

Devido à sua versatilidade, estabilidade dimensional, e baixo custo, o EPS apresenta alta demanda em vários segmentos industriais. No Brasil, os setores que mais empregam o EPS são os de embalagens e construção civil (DE OLIVEIRA et al., 2019). Embalagens de EPS são comumente utilizadas no setor alimentício, visando a manutenção da qualidade e

prazo de validade dos alimentos, protegendo os alimentos de choques físicos ou mudanças térmicas (ACCORSI et al., 2014; BERTOLUCI et al., 2014). No setor de construção civil, o EPS é principalmente empregado como isolante térmico e na absorção de choques. Segundo Sulong et al. (2019), o EPS é mais frequentemente utilizado na forma de concreto agregada no concreto leve, lajes, molduras e painéis.

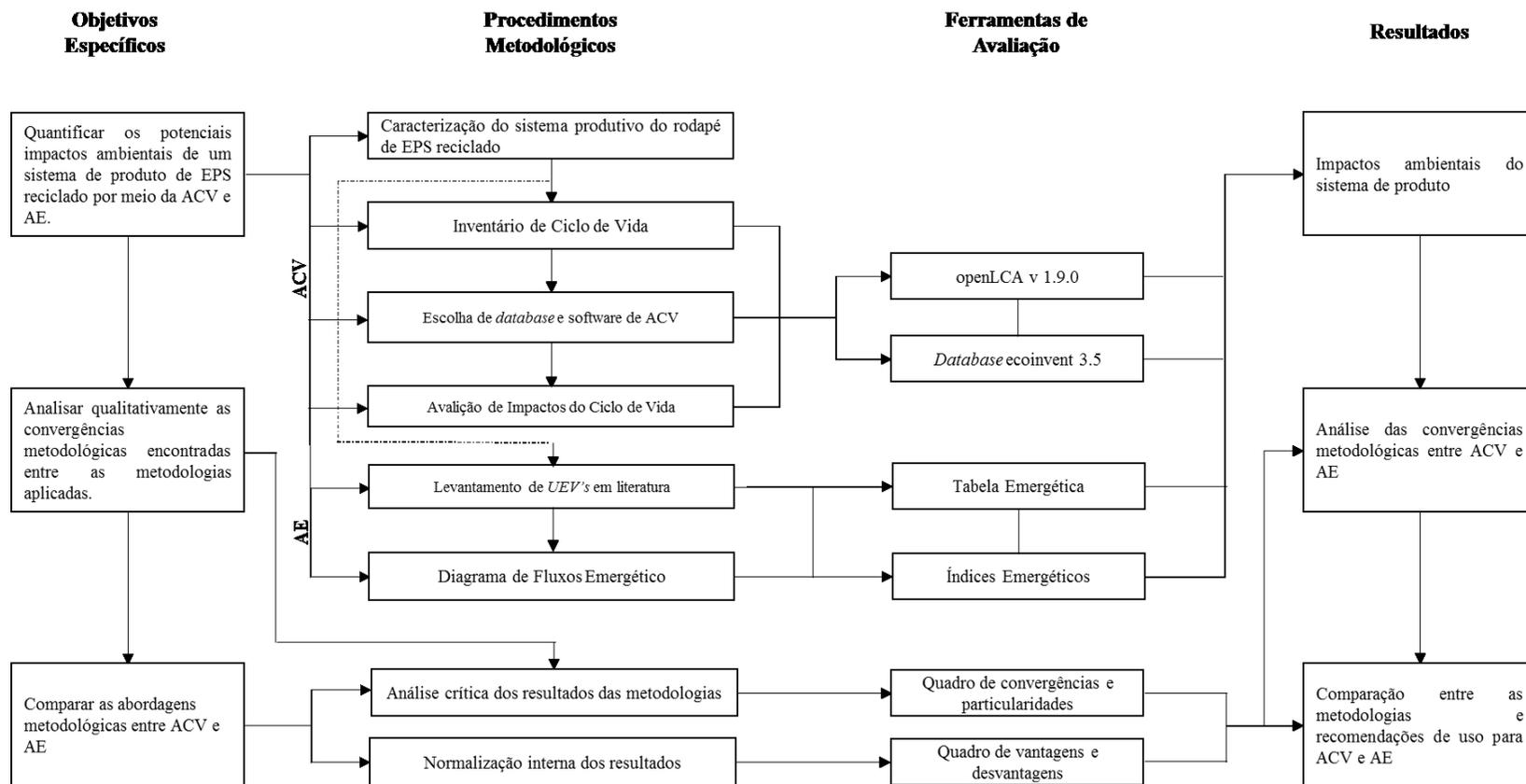
Grande preocupação dada ao pós-consumo do EPS. Segundo Cho et al. (2010), embora seja gerado um grande volume de resíduos de EPS, a sua baixa densidade torna inconveniente a reutilização e tratamento. O custo de tratamento para tais produtos envolve custos de coleta, transporte, esmagamento ou quebra e, reutilização, reciclagem ou disposição em aterro sanitário. Além disso, devido a sua baixa densidade, o EPS pode permanecer intacto por muitas gerações, logo, o seu aterramento significa uma possível diminuição da vida útil do aterro. Dada as características problemas gerados, diferentes organizações de mais de trinta países, entre os quais o Brasil, assinaram um acordo internacional para maximizar a reutilização e reciclagem de EPS na mais ampla faixa de possíveis aplicações (FERRÁNDIZ-MAS; GARCÍA-ALCOCEL, 2012).

A reciclagem de EPS pós-consumo não é realizada em grande escala ou com volume significativo, uma vez que parte do volume do material destinado à reciclagem se encontra contaminado com óleos, resíduos orgânicos, ou outros produtos (CELLA, 2012). Em relação às técnicas disponíveis para a reciclagem do EPS, estas são diversas, podendo ser classificadas principalmente entre reciclagem química e mecânica. O sistema de produto avaliado nessa pesquisa lança mão somente de técnicas mecânicas para a triagem, degasagem, peletização e reciclagem do material.

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Este trabalho tem o objetivo de avaliar as convergências metodológicas presentes entre a ACV e a AE. A Figura 4 resume as fases da pesquisa relacionadas aos objetivos específicos, procedimentos metodológicos, ferramentas utilizadas, e resultados obtidos.

Figura 4 - Fluxograma geral da pesquisa.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Foram analisadas as relações entre as abordagens de avaliação de impacto ambiental potencial dos dois métodos, visando levantar pontos de discussão entre os resultados obtidos pela ACV e AE na avaliação do desempenho ambiental de sistemas de produto.

Para a realização deste estudo, optou-se pela realização de um estudo de caso de um sistema de produto, assim como uma fronteira de sistema única, que atendesse os procedimentos metodológicos tanto da ACV, quanto da AE. Optou-se pela cadeia produtiva do rodapé de EPS reciclado desenvolvida pela Indústria e Comércio de Molduras Santa Luzia LTDA. (referida nessa pesquisa como Santa Luzia LTDA.). A cadeia produtiva foi caracterizada tomando uma abordagem “do berço ao portão”, com ênfase nos processos de reciclagem do EPS que caracterizam essa cadeia produtiva.

A realização da ACV e da AE nesta pesquisa seguiu os padrões metodológicos já difundidos entre praticantes ¹e pesquisadores. A modelagem da ACV seguiu os requisitos das normas ISO 14040 e ISO 14044. Diferentemente da ACV, a AE não é uma metodologia formalmente normatizada. Entretanto, os processos que regem essa abordagem foram descritos por Odum (1996) e aplicados nesta pesquisa.

Com base nos resultados provindos das modelagens aplicadas, foi possível a exploração das convergências entre a ACV e a AE. Dessa forma, os processos metodológicos aplicados nesta pesquisa foram divididos em quatro etapas:

- i. Caracterização do sistema de produto;
- ii. Avaliação do Ciclo de Vida;
- iii. Análise Emergética;
- iv. Identificação das convergências metodológicas entre ACV e AE.

Os procedimentos metodológicos supracitados são detalhados nas seções a seguir.

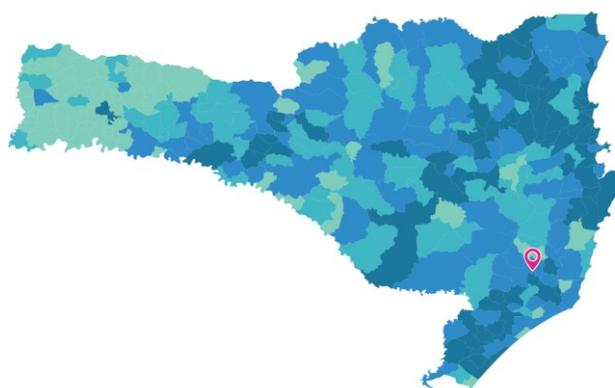
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE PRODUTO

Essa fase da pesquisa teve como objetivo o mapeamento e caracterização do sistema de produto escolhido, assim como o desenvolvimento de cenários para a aplicação da ACV e AE.

¹ Praticante: Termo utilizado para descrever pesquisadores, especialistas ou trabalhadores que realizam estudos avaliação do ciclo de vida.

A cadeia produtiva aqui estudada faz parte dos negócios da Santa Luzia LTDA, empresa sediada no município Braço do Norte, localizado na região sul do estado de Santa Catarina, como ilustrado na Figura 5. A Santa Luzia LTDA. tem suas atividades voltadas aos setores de construção civil, arquitetura e decoração, indústria moveleira, e molduras em geral (SANTA LUZIA, 2019). A empresa apresenta histórico de engajamento com questões ambientais através de um portfólio de selos de rotulagem ambiental, realização de estudos de ACV para a publicação de uma Declaração Ambiental de Produto (SANTA LUZIA, 2015), e participação da rede CE100, fundada pela *Ellen MacArthur Foundation* para a colaboração multissetorial em prol do desenvolvimento da EC.

Figura 5 - Localização do município Braço do Norte/SC.



Fonte: Adaptado de IBGE, 2019.

Dentre os diversos produtos desenvolvidos pela Santa Luzia LTDA., esta pesquisa foca na avaliação dos impactos ambientais do rodapé de EPS reciclado. O material reciclado é proveniente de diferentes fontes pós primeiro uso. O EPS é triado por empresas terceirizadas, e então enviado às fábricas da Santa Luzia LTDA., onde é reciclado, dando origem ao rodapé de EPS reciclado. A cadeia produtiva aqui estudada caracteriza um sistema de reciclagem de ciclo aberto², uma vez que o produto reciclado teve suas funções primárias alteradas (NAKATANI, 2014; WILLIAMS et al., 2010).

O contato com a empresa Santa Luzia LTDA. foi realizado por meio de e-mail (Anexo A). A primeira comunicação teve o objetivo de alinhar a proposta desta pesquisa com a empresa, validar dados e informações obtidas nas bases de dados do CICLOG (provindo de projetos anteriores com a empresa), e estabelecer canal para obtenção de dados primários. O

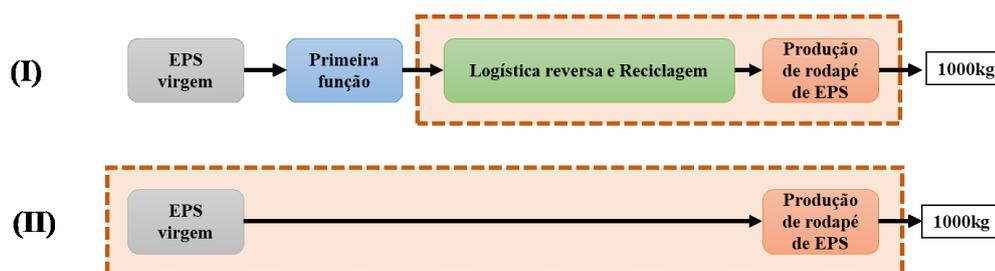
² Reciclagem em ciclo aberto: A reciclagem de um ou mais produtos em um novo produto, envolvendo uma alteração nas propriedades inerentes ao próprio material.

contato com a indústria foi feito com o setor responsável pela cadeia produtiva do EPS reciclado.

O EPS reciclado pela Santa Luzia LTDA. provém de diversas cadeias produtivas, em especial a de embalagens. Sua reciclagem para a fabricação de um produto da construção civil alinha este sistema de produto às discussões relacionadas à EC. A cadeia produtiva estudada favorece o fechamento de um *loop* de recursos, contribuindo para a minimização da extração de matéria prima, e aumento da vida útil de recursos naturais já extraídos e incorporados ao mercado (PRIETO-SANDOVAL et al., 2018). O modelo de negócio circular apresentado pela Santa Luzia LTDA. converge com os métodos de avaliação de impactos aqui explorados.

No intuito de melhor explorar as relações metodológicas entre ACV e AE e avaliar o desempenho ambiental do sistema de produto escolhido, dois cenários foram elaborados, ilustrados na Figura 6.

Figura 6 - Cenários para a produção do EPS.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

O Cenário I, descreve o sistema produtivo da Santa Luzia LTDA, representando a reciclagem em ciclo aberto do EPS. Ele tem início nos processos de logística reversa³ do EPS, passa por etapas de triagem e processamento da matéria prima, até chegar à empresa, onde é reciclado e toma forma do rodapé de EPS. O Cenário II, criado a título de comparação, descreve a produção do rodapé de EPS a partir de matéria prima virgem. Dessa forma, ele corresponde somente à parte final do processo produtivo da Santa Luzia LTDA, havendo exclusão dos processos relacionados à logística reversa e reciclagem do material.

Com base nos resultados encontrados para os Cenários definidos foi possível analisar os principais pontos de convergência entre as técnicas aqui estudadas, e também traçar

³ Logística Reversa: instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada.

recomendações para o uso preferencial de cada abordagem na avaliação dos potenciais impactos ambientais de sistemas de produto e serviços.

3.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

As normas ISO 14040 (ISO, 2006a) e ISO 14044 (ISO, 2006b) apresentam os princípios e estruturam a forma como devem ser conduzidos os estudos de ACV. Sendo assim, o desenvolvimento desta etapa da pesquisa seguiu a metodologia proposta pelas normas referenciadas, e apresenta a seguir os pontos obrigatórios para a realização da ACV.

3.2.1 Definição do Sistema de Produto

O sistema de produto foi definido com base em projetos realizados anteriormente pelo Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG/UFSC) junto à Santa Luzia LTDA., e em dados e informações obtidas junto a representantes da empresa (Anexo A). Considerou-se o rodapé de EPS reciclado e todos seus processos elementares de aquisição de matéria prima, reciclagem e fabricação.

Os rodapés de poliestireno reciclado são elementos de revestimentos que conferem acabamento entre parede e piso, possui elevado desempenho devido à sua resistência a ambientes úmidos e cupins. As barras são prontas para acabamento final e são fixadas com buchas e silicone. A Figura 7 apresenta exemplos de rodapés de EPS reciclado, sistema de produto escolhido para esta ACV.

Figura 7 - Exemplos de rodapé de EPS reciclado.

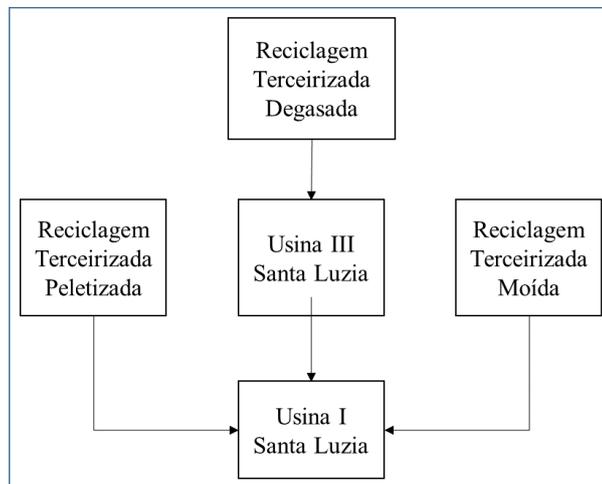


Fonte: Indústria e Comércio de Molduras Santa Luzia LTDA (2019).

3.2.2 Fronteira do Sistema

Como definido pela ISO 14040 (ISO, 2006a), a fronteira do sistema é a interface entre um sistema de produto e o meio ambiente ou outros sistemas de produto. As fronteiras foram definidas considerando a abordagem “do berço ao portão”. O berço foi estabelecido na obtenção das matérias primas e beneficiamento primário do isopor. O fechamento do sistema de produto (portão) foi estabelecido ao fim do processo de reciclagem, quando ele assume forma e função do rodapé de EPS reciclado. Este posicionamento das fronteiras englobou cinco fases do sistema de produto, inclusive aquelas à montante das fábricas da empresa. Dessa forma, nesta ACV são considerados os impactos do transporte da matéria-prima secundária, a reciclagem em empresas terceirizadas e na Usina III da Santa Luzia LTDA., passando pela produção do rodapé na Usina I até sua embalagem e armazenamento para expedição. A distribuição, uso e descarte final do rodapé não estão inclusos nesta ACV. A Figura 8 ilustra, de forma resumida, as fronteiras do sistema de produto. Os Fluxogramas de Processos, que contem maiores detalhes sobre a fronteira e os processos do sistema de produto são apresentados no Apêndice A.

Figura 8 - Fronteiras do sistema.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

A Reciclagem Terceirizada Degasada (RTD) se localiza a montante das usinas da Santa Luzia LTDA. Corresponde a uma empresa terceirizada responsável pelo recebimento de resíduos de EPS, triagem, degasagem e transporte. O EPS provindo desta etapa é destinado ao processo produtivo da Usina III Santa Luzia. Esta etapa se caracteriza como um processo multifuncional, pois fornece EPS para ser reciclado pela Santa Luzia, bem como outros tipos

de poliestireno para outros mercados. Segundo a norma (ISO, 2006a), tal situação demonstra a necessidade de um procedimento de alocação, que será descrito adiante.

Assim como a RTD, a Reciclagem Terceirizada Moído (RTM) se situa a montante da empresa, sendo responsável por processos análogos aos previamente descritos. Além dos processos de triagem, degasagem e transporte, a RTM adiciona o processo de moagem do EPS degasado, de forma a melhor acondicioná-lo para o transporte. Semelhante à RTD, parte do material triado é destinado ao mercado, desta forma, se faz necessário a alocação dos processos multifuncionais. O produto dessa fase é então destinado à Usina I Santa Luzia, sendo introduzido no começo do seu processo produtivo.

A Reciclagem Terceirizada Peletizado (RTP) é responsável por processos de degasagem, moagem, peletização e transporte de EPS, que já chega a essa fase do sistema produtivo após passar por um processo de triagem do material a montante. A peletização transforma EPS moído em pequenos *pellets*, visando facilitar a movimentação do material, que é destinado à Usina I da Santa Luzia LTDA. e à Usina III Santa Luzia LTDA.

A Usina III Santa Luzia (U-III) é encarregada do acondicionamento de resíduos de EPS provindos do mercado e da RTD. Processos de triagem, depósito de EPS, degasagem, moagem, e transporte fazem parte da U-III. Esta é uma etapa central do sistema de produto estudado, uma vez que ela é responsável pelos fluxos de retorno do sistema. Nestes, as peças não-conformes, perdas, e sujeira de tela reutilizada, são reintroduzidas ao processo produtivo através da moagem e recondicionamento do material. O produto final da U-III é destinado a última parte do sistema aqui estudado, a Usina I Santa Luzia (U-I), para que o processo produtivo seja iniciado.

A U-I é a última fase do sistema produtivo do rodapé de EPS, denotando o limite das fronteiras do sistema estabelecido. Nela, o EPS é expandido, homogeneizado (devido às diferentes fontes a montante), peletizado, passa por processos de extrusão, rasgo, polimento, secagem, pintura e por fim, embalagem. A U-I recebe EPS provindos da RTM, RTP e U-III. Suas perdas e peças não-conformes são encaminhadas para U-III, para que haja a reintrodução do material no ciclo produtivo. Ao fim dessa etapa, o rodapé de EPS reciclado é levado ao estoque, para que seja destinado ao mercado.

A fronteira do sistema escolhida aborda 41 processos produtivos que estão diretamente associados ao processamento industrial da Santa Luzia LTDA., na totalidade das suas cinco etapas. Os fluxogramas contendo todos os processos produtivos do sistema de produto do EPS reciclado pode ser encontrado no Apêndice A.

3.2.3 Definição da Unidade Funcional

A função, sendo a característica de desempenho de um produto, representa a finalidade selecionada para o objeto estudado pela ACV. A UF é definida como o desempenho quantificado de um produto para atender a uma determinada função. Por fluxo de referência, entende-se a quantidade do produto necessária para que seja exercida a função expressa pela UF (ISO, 2006b).

A função do sistema estudado foi definida como a de servir de acabamento, revestimento, proteção e estética de paredes. Definiu-se uma UF baseada em massa, sendo essa uma tonelada (1000 kg) de rodapés de EPS reciclado produzidos.

3.2.3 Método de Alocação

Segundo a norma NBR ISO 14044 a alocação é definida como a repartição dos fluxos de entrada ou saída entre a unidade funcional e outra(s) função(ões) do sistema (se existente(s)) (ISO, 2006b). Ou seja, é a divisão adequada dos encargos ambientais de um processo entre a UF e outras funções do sistema. Esta etapa é necessária quando não é possível dividir os impactos ambientais gerados pela função do sistema em estudo de outras funções que são fornecidas simultaneamente (DE SOUZA JUNIOR, 2015) e sem possibilidade de controle.

Nesta ACV fez-se necessário a aplicação de alocação, uma vez que em três dos processos de triagem existem fluxos de poliestireno que são destinados ao mercado, além do fluxo de referência que continua pelo sistema de produto. O método de alocação escolhido foi a alocação por massa. A alocação por massa consiste na soma das massas do produto de referência e dos coprodutos. Na sequência define-se a contribuição de cada deles em relação à massa total (HIJAZI et al., 2016). Este percentual é aplicado sobre os fatores de impacto. A localização dos processos de triagem em meio à produção do rodapé de EPS é apresentada graficamente pelos Fluxogramas de Processos, dispostos no Apêndice A.

3.2.4 Cenário de fim-de-vida

A normas NBR ISO 14040 e 14044, que regem as diretrizes para estudos de ACV, exigem a especificação dos cenários de fim-de-vida do produto. Por fim-de-vida, entende-se o tratamento dado aos resíduos oriundos do sistema de produto.

Essa pesquisa toma a abordagem “do berço ao portão”, ou seja, a destinação e tratamento final do rodapé de EPS não faz parte da fronteira definida do sistema escolhido, localizando-se fora do escopo deste estudo. Entretanto, modelou-se o encaminhamento e tratamento dos resíduos provenientes dos processos produtivos aqui estudados. O cenário de fim-de-vida dado a tais resíduos é o encaminhamento a aterro sanitário, como descrito pela empresa.

3.2.5 Inventário do Ciclo de Vida

Esta dissertação utilizou dados primários complementados por dados secundários. Dados primários são aqueles coletados diretamente com a empresa, já os secundários, são provenientes de bases de dados. Os dados primários foram fornecidos pela Santa Luzia Ltda. ao CICLOG, para o uso estrito em projetos e estudos científicos, como esta dissertação. Esta pesquisa extraiu os dados secundários relativos à realidade de outros projetos da literatura presentes na base de dados da *ecoinvent*®, desenvolvida pelo Centro Suíço para Inventários do Ciclo de Vida (*ecoinvent* Center), uma iniciativa conjunta de várias instituições e departamentos governamentais, apoiada pelo *Swiss Federal Offices*. Dados regionalizados quanto à realidade brasileira foram utilizados, embora em pequeno número.

O ICV foi baseado em dados primários, que caracterizam e quantificam as entradas e saídas de todos os 41 principais processos produtivos analisados, e complementado por dados secundários extraídos da base de dados para o preenchimento de informações e obtenção de estudo que caracteriza a UF desejada. Utilizou-se a base de dados *ecoinvent35_cut_off_20181210*, compilada pela *ecoinvent*® e disponível somente para o uso estrito em pesquisas científicas. Segundo Zanghelini (2012), essa complementação é essencial e amplamente usada dentre praticantes de ACV, de modo que os dados disponíveis pela *ecoinvent*® são ACV de diversos produtos e serviços realizados, disponíveis para viabilizar estudos complexos.

A modelagem dos dados inventariados se deu por meio de *datasets* extraídos na base de dados *ecoinvent* 3.5. Os *datasets* utilizados são listados no Quadro 2.

Quadro 2 - Datasets utilizados.

Datasets – ecoinvent® 3.5
market for butyl acetate butyl acetate Cutoff, U - RoW
market for chemical, organic chemical, organic Cutoff, U - GLO
market for chemicals, inorganic chemical, inorganic Cutoff, U - GLO
market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - BR
market for ethanol, without water, in 99.7% solution state, from ethylene ethanol, without water, in 99.7% solution state, from ethylene Cutoff, U - RoW
market for ethyl acetate ethyl acetate Cutoff, U - GLO
market for kraft paper, bleached kraft paper, bleached Cutoff, U - GLO
market for liquefied petroleum gas liquefied petroleum gas Cutoff, U - RoW
market for lubricating oil lubricating oil Cutoff, U - RoW
market for packaging film, low density polyethylene packaging film, low density polyethylene Cutoff, U - GLO
market for polyethylene, low density, granulate polyethylene, low density, granulate Cutoff, U - GLO
market for polypropylene, granulate polypropylene, granulate Cutoff, U - GLO
market for polystyrene, expandable polystyrene, expandable Cutoff, U - GLO
market for polystyrene, general purpose polystyrene, general purpose Cutoff, U - GLO
market for polyvinylfluoride, film polyvinylfluoride, film Cutoff, U - GLO
market for steel, low-alloyed steel, low-alloyed Cutoff, U - GLO
market for synthetic rubber synthetic rubber Cutoff, U - GLO
market for toluene, liquid toluene, liquid Cutoff, U - RoW
market for transport, freight, light commercial vehicle transport, freight, light commercial vehicle Cutoff, U - RoW
market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 Cutoff, U - RoW
market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 Cutoff, U - RoW
market for transport, freight, sea, transoceanic tanker transport, freight, sea, transoceanic tanker Cutoff, U - GLO
market for xylene xylene Cutoff, U - RoW
treatment of municipal solid waste, sanitary landfill municipal solid waste Cutoff, U - RoW

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

O detalhamento dos processos das cinco etapas do sistema de produto é encontrado nos Fluxogramas de Processos, apresentados no Apêndice A. A discriminação de todas as entradas e saídas do sistema é apresentado no Apêndice B, por meio da disposição completa do ICV do sistema estudado.

3.2.6 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

A AICV visa o entendimento e a avaliação da magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida. Essa fase da ACV foi realizada com o auxílio do software *openLCA*®, versão 1.9.0. Os métodos de AICV escolhidos foram i) ReCiPe 2016 *Midpoint* versão hierárquico (H), desenvolvido pelo *National Institut for Public Health and Environment*, da Holanda (RIVM), e ii) Demanda Acumulada de Energia versão 1.08, método desenvolvido pela PRé Consultants (2013).

Os resultados da AICV de um sistema de produto são apresentados por meio de categorias de impacto, que são modelos específicos de caracterização de impactos ambientais.

As categorias de impacto foram escolhidas considerando a relação entre a produção do rodapé, sua cadeia logística, e possíveis impactos relacionados a problemas ambientais globais, impactos na saúde humana, e impactos em ecossistemas naturais. Dessa forma, as categorias de impacto do método ReCiPe 2016 selecionadas foram: Aquecimento Global (AG), Depleção de Recursos Fósseis (DRF), Acidificação Terrestre (AT), Eutrofização de Água Doce (EAD), e Toxicidade Humana Carcinogênica (THC). Ainda, a categoria de impacto “Não renovável, Fóssil” do método de AICV Demanda Acumulada de Energia (DAE) foi também selecionada.

Dessa forma, a AICV desta pesquisa foi baseada nas categorias de impacto apresentadas no Quadro 3, que explicita também os fatores de caracterização e unidades de cada categoria.

Quadro 3 - Categorias de impacto do ciclo de vida.

Método	Categoria de Impacto	Fator de caracterização	Unidade
ReCiPe 2016	AG	Potencial de aquecimento global	kg CO ₂ eq
ReCiPe 2016	THC	Potencial de toxicidade	kg 1,4DCB _{eq}
ReCiPe 2016	AT	Potencial de acidificação	kg SO ₂ eq
ReCiPe 2016	DRF	Potencial de depleção fóssil	kg Oil eq.
ReCiPe 2016	EAD	Potencial de nitrificação	kg P _{eq}
DAE	DAE (Não renovável, fóssil)	Potencial de uso de energia	MJ

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

3.2.7 Interpretação

A interpretação da ACV aqui apresentada se dá de forma interativa desde a definição de escopo até a AICV, como elucidado pela Figura 1. De forma mais objetiva, a interpretação da ACV se deu por meio dos impactos e aspectos relacionados ao sistema de produto. A ferramenta de interpretação dos aspectos ambientais é o ICV, por meio do qual se interpretou os consumos diretos de energia, taxas de perdas e retornos nos processos produtivos. Com relação aos impactos ambientais, lançou-se mão do AICV, que por meio das categorias de impacto, identificou os gargalos do sistema e os motivos pelos quais eles ocorrem.

3.2.8 Requisitos de Dados

As características dos dados estão relacionadas à sua capacidade de satisfazer requisitos estabelecidos. Buscou-se levantar dados que respeitassem uma cobertura temporal inferior a 15 anos. A cobertura geográfica dos dados primários foi local, de forma que representam os processos mantidos pela empresa, seguindo o princípio da reprodutibilidade destas informações. Os dados secundários utilizados nos demais casos representam, preferencialmente, a realidade brasileira.

Os demais requisitos buscaram reproduzir, quando possível, a realidade da Santa Luzia Ltda., ou distanciar-se o mínimo possível dela.

3.2.9 Pressupostos

Para a realização da ACV do rodapé de EPS reciclado, alguns pressupostos foram assumidos. Primeiro, por falta de dados, assumiu-se que os processos de reciclagem realizados pelas empresas terceirizadas se assemelham ao processo que ocorre na Usina III da Santa Luzia Ltda. Segundo, os resíduos gerados pelos processos elementares internos são reintroduzidos ao sistema por meio de fluxos de retorno (ex: sujeira de tela, rasgo de barra, etc.), não havendo perdas. Terceiro, todo o EPS provindo de terceiros chega à Santa Luzia Ltda. de forma homogênea, respeitando o tratamento a ele dado por cada empresa (moído, peletizado ou degasado). Quarto, o EPS utilizado na produção do rodapé é proveniente de material pós-uso encaminhado à Santa Luzia dos Estados de AM, SP e SC, transportado por meio rodoviário e aquaviário. Por fim, bens de capital (ex: maquinário) não foram considerados na contabilização dos impactos ambientais calculados.

3.3 ANÁLISE EMERGÉTICA

A AE é uma metodologia de contabilidade ambiental desenvolvida por Odum (1996), baseada no fluxo de energia que permeiam sistemas desenvolvida, e comumente empregada na avaliação da pressão imposta por um produto ou serviço ao meio ambiente. Almeida et al. (2017) sistematizaram quatro etapas-base para a utilização da AE como metodologia de apoio à tomada de decisão, sendo elas: definição da fronteira do sistema e levantamento de dados; construção de um diagrama de fluxos de energia; tabela emergética; e cálculo dos índices energéticos.

3.3.1 Definição de Fronteiras do Sistema e Levantamento de Dados

A fase inicial da AE se assemelha às duas primeiras etapas da ACV: Definição de Escopo e Objetivo, e elaboração do ICV (Figura 1). Nesta fase as fronteiras do sistema estudado são estabelecidas, e seus pressupostos levantados. A fim de estabelecer um cenário que possibilite a análise das convergências entre os métodos aqui estudados, elegeu-se a mesma fronteira do sistema empregado na ACV do rodapé de EPS reciclado, e os mesmos pressupostos descritos no item 3.2.9. A Figura 8 ilustra a fronteira que delimita o sistema de produto analisado pela AE. Analogicamente à abordagem tomada para a ACV, o mesmo cenário fictício de produção do rodapé de EPS por meio de matéria prima virgem foi empregado na AE.

Os dados utilizados para a realização da AE foram retirados do ICV do rodapé de EPS reciclado. Dessa forma, são compostos por dados primários fornecidos pela Santa Luzia LTDA., em conjunto com dados secundários. Entretanto, diferentemente dos dados secundários da ACV, extraídos de uma base de dados, os dados secundários necessários para a AE foram encontrados em literatura. Os dados secundários levantados são as *UEV* de cada produto, encontradas em artigos e pesquisas do ramo da energia.

Ressalta-se que, a fim de manter maior grau de semelhança entre os processos de cálculo da AE e da ACV, utilizou-se a mesma UF delimitada para o estudo de ACV, 1000 kg de rodapé de EPS reciclado.

3.3.2 Diagrama de Fluxos Emergéticos

Nesta etapa, o sistema definido anteriormente é organizado em um fluxograma próprio, respeitando a simbologia proposta por Odum (1996), como apresentado no Quadro 1. O diagrama emergético tem o objetivo de combinar as informações do sistema de produto do rodapé de EPS reciclado, levando em conta todos os fluxos presentes do ICV. Dessa forma, os *inputs* do sistema de produtos e os *inputs* provindos do meio ambiente podem ser analisados concomitantemente.

3.3.3 Tabela Emergética

A tabela emergética é o instrumento de cálculo da AE. Foram elaboradas duas tabelas emergéticas: a Tabela Emergética Geral, e a Tabela Emergética Detalhada. A primeira apresenta o memorial de cálculo emergético referente ao sistema como um todo. Já a Tabela Emergética Detalhada conta com a divisão do sistema de produto em suas cinco fases, já detalhadas para a metodologia de ACV.

Com base nos dados levantados previamente pelo ICV e diagrama emergético, foram listados na tabela todos os fluxos que fazem parte do sistema de produto estudado. Cada item acompanha sua quantidade aferida, respeitando a unidade específica de cada fluxo. Nota-se que esse valor é o resultante do somatório de todos os *inputs* de um determinado fluxo. Os valores referentes a cada componente do sistema de produto foram multiplicados pelo seu devido *UEV* encontrado em literatura, e acompanham sua respectiva referência bibliográfica. A Equação (1) apresenta a fórmula para o cálculo base da tabela emergética:

$$Y = \sum F_i * UEV_i \quad (1)$$

Onde,

Y: Energia solar total do sistema de produto;

F_i : i_n fluxo de matéria ou energia;

UEV_i : *UEV* do i_n fluxo, encontrada em literatura.

Segundo Björklund et al. (2001), a qualidade dos resultados de um estudo de AE é dependente da confiabilidade das *UEV* utilizadas. Dessa forma, esta pesquisa buscou selecionar as *UEV* empregadas seguindo dois princípios base. Primeiramente, foi dada preferência a *UEVs* encontradas em artigos recentes, no intuito de representar cálculos recentes, e além disso, optou-se, quando não houveram dados de *UEV* recentemente publicados, a utilização de valores empregados em artigos seminais no campo da energia, como, por exemplo, os valores presentes nos estudos de Odum (1996), Ulgiati (2006), ou Brown e Ulgiati (2010). Ressalta-se ainda que, no primeiro caso, as referências presentes na tabela não necessariamente condizem com os artigos mais atuais, pois, como de praxe, a referência bibliográfica em uma tabela emergética diz respeito aos pesquisadores que primeiro calcularam aquela *UEV*.

Outro fator chave para a confiabilidade dos resultados da AE é a utilização do valor atualizado para a *Geobiosphere Emergy Baseline (GEB)*, uma vez que ela é a linha de base para a aferência das UEV, e, concomitantemente, a base para o cálculo atualizado da emergia do sistema. Esta pesquisa adota *GEB* mais recentemente atualizada, calculada por Brown e Ulgiati (2016), que apresentam o valor de $12,00E+24$ seJ/ano. As *UEVs* calculadas por meio de *GEBs* desatualizadas tiveram seus valores convertidos usando os coeficientes de conversão apresentados pela Tabela 1.

Tabela 1 - Valores e Coeficientes de Conversão de *Geobiosphere Emergy Baselines*

GEB (seJ/ano)	Coeficiente de conversão	Referência
9,44E+24	1,27	Odum, 1996
9,26E+24	1,30	Campbell, 1998
1,58E+25	0,76	Odum et al., 2000
1,52E+25	0,79	Brown e Ulgiati, 2010

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Como abordado por Gala et al. (2015) e corroborado por Corcelli et al. (2017), a avaliação de sistemas de reciclagem no âmbito da AE ainda é uma discussão recente, de forma que não existe consenso sobre como avaliar tais sistemas. Essa pesquisa segue a abordagem apresentada pelos autores citados, em concordância com as pesquisas de Ulgiati (2004). Estes pesquisadores argumentam que se resíduos tratados reentram um sistema de produto como um material ou recurso secundário, somente a emergia investida no processo de tratamento e reciclagem deve ser atribuída aos recursos reciclados. De fato, o material já está dentro da tecnosfera e, portanto, seu uso não implica nenhum esgotamento adicional de recursos. Além disso, o material não precisa ser extraído, refinado e entregue novamente a partir de sua fonte natural na geobiosfera (por exemplo, do minério no solo). Assim, tanto a emergia de "formação" de recursos naturais, como a emergia dos processos subsequentes que ocorrem na tecnosfera (isto é, extração, refinação / pré-tratamento e entrega à indústria de transformação) não devem ser levados em conta. Isto implica que, num processo de reciclagem suficientemente eficiente, os materiais secundários (derivados da recuperação de resíduos) têm potencialmente UEV inferiores aos correspondentes originais, reconhecendo assim a vantagem da reciclagem em ciclos abertos ou fechados. Este procedimento metodológico é traduzido na tabela emergética por meio da exclusão do *input* do EPS.

Ressalta-se ainda que a AE é capaz de contabilizar a energia relacionada ao trabalho humano empregado no sistema produtivo. Esta abordagem, que condiz na inclusão do *input* “trabalho” com seu respectivo UEV na Tabela Emergética, leva em conta toda a energia agregada pelo trabalhador, que o possibilita exercer suas funções trabalhistas (PULSELLI et al., 2008). Nota-se que o foco da AE é inteiramente voltado aos impactos ambientais, e o trabalho se torna mais um aspecto contribuindo à avaliação da carga ambiental do sistema, não demonstrando efetivamente o impacto da atividade avaliada na sociedade humana. O *input* deste item na tabela não segue consenso científico, sendo que a literatura apresenta estudos de AE onde o trabalho é contabilizado (LIU et al., 2015; PULSELLI et al., 2008), e outros onde é excluído (ALMEIDA et al., 2017; PAN et al., 2019a). Devido à indisponibilidade de dados referente à quantidade de trabalhadores e modalidade de trabalho, essa pesquisa optou pela não contabilização deste aspecto na tabela. Ainda, essa escolha corrobora com o objetivo de aproximar o máximo as fronteiras metodológicas entre AE e ACV, uma vez que a ACV não avalia o impacto ambiental relacionado ao trabalho.

3.3.4 Índices Emergéticos

Para avaliar o desempenho abrangente do sistema de produto do rodapé de EPS reciclado, foram calculados os seguintes indicadores emergéticos. O *Product Unit Emergy Value* (PUEV, seJ/J ou seJ/g) é definido como a energia solar equivalente necessária por unidade de produto, o que corresponde ao rendimento total de energia (ou o total de energia necessária) (Y) dividido pela massa dos *outputs* do produto (m_p). O PUEV, calculado por meio da Equação (2), avalia a eficiência ecológica de um sistema de produção. O valor deste indicador está inversamente relacionado à sua eficiência, pois quanto maior o índice, significa que mais energia foi empregada da formação do produto (BROWN et al., 2012; PAN; LI, 2016).

$$PUEV = \frac{Y}{M_p} \quad (2)$$

Onde,

PUEV: Energia solar necessária para a produção de uma unidade de produto

Y: Energia solar total do sistema de produto;

M_p : Massa total das saídas do sistema de produto.

O *Energy Yield Ratio* (EYR), calculado por meio da Equação 3, corresponde a energia total do sistema (Y) dividida pela energia investida (neste estudo, corresponde à soma da energia não renovável adquirida (NP)). Este índice reflete a intensidade do lado do doador do sistema estudado, quantificando a energia bruta necessária para suportar produção. Ao comparar os valores de EYR, a capacidade de competição e o benefício de produzir um recurso podem ser compreendidos (CAO; FENG, 2007). Um EYR maior indica que o sistema requer um investimento menor por unidade de energia total atribuída ao resultado (BROWN et al., 2012)

$$EYR = \frac{Y}{NP} \quad (3)$$

Onde,

EYR: Índice de eficiência do sistema;

Y: Energia solar total do sistema de produto;

Np: Energia não renovável total do sistema.

O *Energy Loading Ratio* (ELR), é a relação entre a soma da energia não renovável adquirida (NP) e a energia renovável adquiridas (RP), calculado utilizando a Equação (4). Segundo Almeida et al. (2010), o termo NP denota toda a energia derivada de ações antrópicas. Dessa forma, até mesmo a energia elétrica provinda da matriz predominantemente renovável brasileira é embutida neste valor. Essa relação avalia a pressão das atividades de produção no ecossistema local devido ao excesso de exploração de recursos não renováveis em comparação com os recursos renováveis. Sistemas produtivos com um valor de ELR inferior a 3 apresentam um baixo impacto ambiental. Quando $3 < ELR < 10$, o impacto é considerado moderado. Quando $ELR > 10$, há uma alta carga ambiental envolvida (CAO; FENG, 2007). Quanto maior essa proporção, maior o impacto negativo no ecossistema local (PAN et al., 2018). Deve-se salientar que o ELR é sensível ao balanço de fluxos renováveis e não renováveis, enquanto o EYR avalia o balanço de fluxos de energia locais adquiridos (GENG et al., 2010).

$$ELR = \frac{NP}{RP} \quad (4)$$

Onde,

ELR: Índice de impacto ambiental do sistema;

Np: Energia não renovável total do sistema;

Rp: Energia renovável total do sistema.

O *Environmental Sustainability Index* (ESI): Este índice avalia a sustentabilidade ambiental global do sistema estudado por meio de uma medida agregada. Reflete o benefício líquido para a sociedade e a pressão no ecossistema local. Quando $ESI < 1$, o sistema de produto investigado não é sustentável a longo prazo. Quando $1 < ESI < 5$, este sistema pode alcançar o desenvolvimento sustentável a médio prazo, e quando $ESI > 5$, o sistema pode ser considerado sustentável a longo prazo (CAO; FENG, 2007). Quanto maior este indicador, calculado pela Equação 5, mais sustentável é o sistema.

$$ESI = \frac{EYR}{ELR} \quad (5)$$

Onde,

ESI: Índice de sustentabilidade geral do sistema

EYR: Índice de eficiência do sistema;

ELR: Índice de impacto ambiental do sistema.

3.4 IDENTIFICAÇÃO DAS CONVERGÊNCIAS METODOLÓGICAS ENTRE ACV E AE

A fim de determinar os possíveis alinhamentos metodológicos entre a ACV e a AE, esta pesquisa avaliou qualitativamente os resultados apresentados pelas análises de forma conjunta. A escolha pela realização de um estudo de caso, assim como a elaboração de dois cenários avaliados, se deu devido à motivação de geração de pontos de discussão entre as metodologias com base em aplicações práticas.

A identificação das convergências entre ACV e AE ocorreu em duas etapas: a análise crítica das metodologias com base nos resultados obtidos e internamente normatizados, e a elaboração de quadros comparativos entre ACV e AE.

Primeiramente, os resultados provenientes dos dois métodos foram tratados por meio da normatização interna dos respectivos indicadores ambientais (categorias de impacto, caso da ACV; energia total e índices emergéticos no caso da AE), e visualmente apresentados em um gráfico radar, capaz de demonstrar as discrepâncias entre a avaliação do desempenho ambiental obtida segundo cada método. A escolha do tratamento dos dados por meio da normatização interna é baseada nas recomendações da norma ISO 14044 (2006b) para apresentação dos resultados de AICV. Nota-se que a aplicação dessa abordagem para os resultados da AE não interfere na análise ou interpretação dos resultados, não havendo

impeditivos para sua execução. De forma prática, buscou-se definir a contribuição relativa do cenário menos impactante em relação ao cenário mais impactante, tendo como base os indicadores próprios de cada metodologia. Respalado por estes resultados, foi possível avaliar de forma crítica e qualitativa os aspectos abordados por cada metodologia em relação à complementariedade e/ou discrepâncias dos resultados apresentados. Foi elaborado um *framework* que compila os fatores englobados pelas fronteiras de cada metodologia, a fim de graficamente representar suas áreas de abordagem.

Posteriormente, a partir dos resultados quantitativos e da análise crítica qualitativa, elaborou-se um quadro comparativo entre ACV e AE. Este quadro foi construído com base na pesquisa de Rugani e Benetto (2012), que visa a melhoria de cálculos emergéticos fundamentada por maiores alinhamentos com a estrutura metodológica da ACV, e também na pesquisa de Patterson et al. (2017), que analisou as sobreposições entre métodos de contabilidade ambiental. A comparação entre as abordagens ocorreu segundo doze critérios estabelecidos, sendo estes pontos de atenção encontrados na busca por alinhamentos entre as metodologias. Os critérios de comparação são: (i) objetivo, (ii) conceitos principais, (iii) normatização, (iv) fronteiras do sistema, (v) unidades, (vi) coleta de dados, (vii) indicadores, (viii) ferramentas de cálculo, (ix) representação gráfica, (x) comunicação dos resultados, (xi) alocação, e (xii) abordagem. Com o apoio deste quadro comparativo, foi possível levantar as principais convergências e entre ACV e AE, além de traçar recomendações para o uso prioritário de cada metodologia em casos específicos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados e discussões desta dissertação foram divididos em três tópicos: Avaliação do Ciclo de Vida, Análise Emergética, e Convergências Metodológicas.

A primeira etapa refere-se à ACV, onde é apresentada a avaliação de impactos do sistema de produto. A AICV retrata os resultados obtidos pelos métodos de avaliação ReCiPe 2016 (H) e DAE, que possibilitaram a quantificação dos potenciais impactos do ciclo de vida do sistema de produto perante as categorias de impacto pré-definidas.

Os resultados da AE são abordados no segundo tópico. São apresentados os Diagramas de Fluxos Emergéticos, seguido das Tabelas Emergéticas, e, por último, os resultados e discussões referentes aos índices emergéticos calculados. Os diagramas tem a função de detalhar o fluxo emergético através do sistema. As tabelas apresentam a memória de cálculo do sistema de produto por meio dos dados previamente levantados pelo ICV. Os índices são responsáveis por relacionar os fluxos descritos pelo diagrama e tabelas emergéticas com métricas de desempenho ambiental.

Por último, é feita uma análise comparativa dos resultados encontrados pela ACV e AE, com o intuito de explorar as convergências metodológicas que existem entre estes procedimentos de avaliação de impacto ambiental potencial, e é apresentado um quadro comparativo entre as metodologias.

4.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A apresentação dos resultados da ACV do rodapé de EPS corresponde às fases da AICV e Interpretação. A última se deu por meio das discussões provenientes dos resultados da AICV, dispostos a seguir.

A avaliação de impacto ambiental do sistema foi feito com o uso do software *openLCA* 1.9.0 As emissões e os respectivos impactos potenciais do sistema foram calculados perante as categorias de impacto descritas no item 3.2.6. Foram levantados os impactos ambientais para os dois cenários pré-estabelecidos – produção do rodapé de EPS reciclado (Cenário I) e produção do rodapé de EPS virgem (Cenário II).

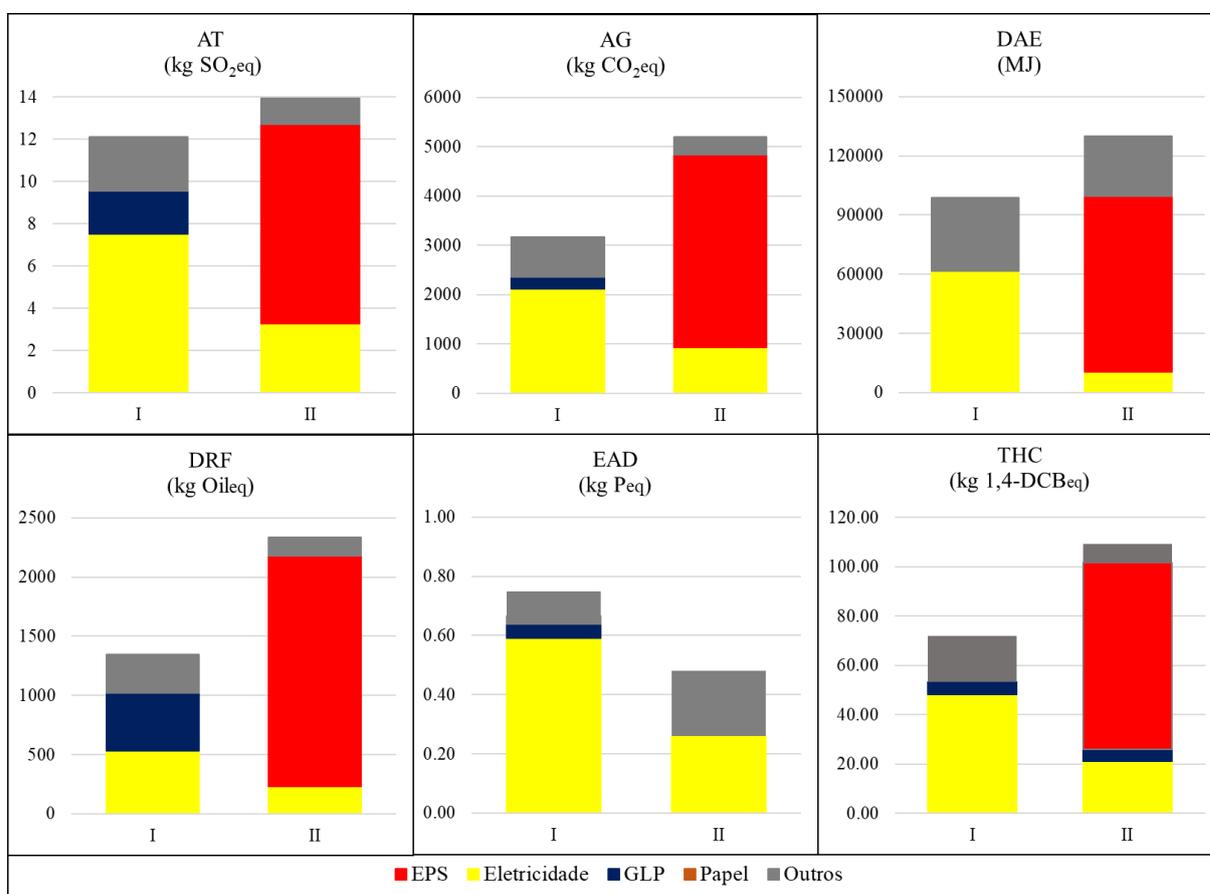
Os impactos ambientais da produção de uma tonelada de rodapés condizente com os dois cenários são apresentados na Tabela 2. Na Figura 9 são representados graficamente os impactos ambientais para cada cenário quanto às categorias de impacto, sendo evidenciado também a contribuição dos maiores aspectos impactantes.

Tabela 2 - Impactos ambientais da produção de 1 tonelada de rodapés de EPS.

Categoria de Impacto	Unidade	Cenário I	Cenário II
AT	kg SO ₂ eq.	1,21E+01	1,39E+01
AG	kg CO ₂ eq.	3,17E+03	5,20E+03
DAE	MJ	6,62E+04	1,07E+05
DRF	kg Oil eq.	1,35E+03	2,34E+03
EAD	kg P eq.	7,54E-01	4,80E-01
THC	kg 1,4-DCB eq.	7,65E+01	1,09E+02

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Figura 9 - Principais contribuintes para o AICV do sistema.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

O Cenário II, que corresponde à produção de uma tonelada de rodapés a partir do EPS virgem, apresenta pior desempenho ambiental em todas as categorias de impacto, exceto a categoria EAD. Os impactos condizentes a cada categoria são explorados a seguir.

4.1.1 Acidificação Terrestre

A categoria de impacto AT analisa o dano causado a ecossistemas terrestres por meio da emissão e posterior deposição das substâncias NO_x , NH_3 e SO_2 , contabilizadas como $\text{SO}_{2\text{eq}}$. Os resultados encontrados para esta categoria de impacto são os mais próximos em termos absolutos dentre as seis categorias avaliadas. Nesta, a diferença entre o impacto avaliado é de 13%, sendo que o sistema produtivo descrito pelo Cenário I emite 12,10kg $\text{SO}_{2\text{eq}}$, e o sistema apresentado pelo Cenário II emite 13,93 kg $\text{SO}_{2\text{eq}}$. Os principais contribuintes do Cenário I são a eletricidade, GLP e transporte. Já para o Cenário II, os aspectos ambientais com maior contribuição para o impacto aliado são o EPS, eletricidade e papelão. Chen et al. (2019), ao avaliar formas de tratamento de fim de vida de resíduos plásticos na China, obtiveram resultados tanto referentes à proximidade dos resultados encontrados para cenários avaliados, quanto em relação aos aspectos causadores deste impacto. Estes autores relatam que a maior parte do impacto ambiental é derivado das emissões indiretas relacionadas ao uso de energia elétrica, mais especificamente do processo de extrusão do plástico, o que condiz com os resultados aqui encontrados. Pargana et al (2014) também encontraram resultados similares ao avaliarem o impacto ambiental do uso de EPS virgem como isolante término em prédios. Nota-se ainda que a carga ambiental relacionada ao consumo de energia elétrica é duas vezes maior no Cenário I do que no Cenário II. Entretanto, o EPS é responsável por cerca de 70% do impacto no Cenário II devido, principalmente, às emissões decorrentes da extração do petróleo. Dessa forma, de maneira geral, o impacto dos dois sistemas de produto descritos pelo Cenário I e II frente à acidificação de ecossistemas terrestres é semelhante, apresentando, porém, razões distintas. No intuito de promover melhor desempenho ambiental do sistema recomenda-se o investimento em eficiência energética, assim como em matrizes energéticas mais limpas.

O alto impacto ambiental referente à eletricidade em ambos os cenários é oriundo das emissões indiretas relacionadas a este processo. Devido a sua presença entre os aspectos ambientais mais impactantes dessa categoria de impacto, assim como nas categorias discutidas a seguir, faz-se necessário maior detalhamento da origem deste impacto. As emissões indiretas da energia elétrica são relacionadas a aspectos ambientais necessários para a geração de energia e seus respectivos impactos. Por exemplo, grandes quantidades de cobre são utilizadas nas linhas de transmissão de energia, e o impacto ambiental de sua disposição é então contabilizado neste cálculo. O mesmo vale para as emissões de N_2O oriundas dos reservatórios das hidrelétricas. Estas emissões não acontecem no processo de geração de energia, mas sim

em um processo necessário para que a geração ocorra, sendo caracterizado então como uma emissão indireta.

4.1.2 Aquecimento Global

A categoria de impacto AG avalia as emissões de gases do efeito estufa (GEE) em termos de $\text{CO}_{2\text{eq}}$. Para o sistema caracterizado no Cenário II, foram contabilizadas emissões de 5.198,98 kg de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ /UF, dos quais 75% estão relacionados à produção de EPS virgem. Esses valores condizem com os resultados encontrados por Pargana et al. (2014), que atribuíram emissões de 5.508 kg de CO_2 eq à produção de 1.000 kg de EPS virgem, dos quais 69% ocorrem na produção de matéria-prima virgem. Comparando os resultados encontrados para a avaliação de impactos o sistema descrito pelo Cenário II em relação com a produção enunciada pelo Cenário I, fica claro que a implementação do sistema de logística reversa compensa as emissões evitadas pela produção de matéria-prima virgem em aproximadamente 40%. Benavides et al. (2018), ao compararem a produção de garrafas PET virgem com garrafas de PET recicladas, também descrevem a redução nas emissões de GEE, mas nesse caso, as reduções foram de 20% no cenário que apresenta a reciclagem, em relação com a produção a partir de matéria prima virgem. No sistema de produto apresentado pelo Cenário I, o principal aspecto responsável pelas emissões foi o consumo de eletricidade (2.122,78 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$, dos quais 474,13 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$ são atribuídos à produção de petróleo e 400,42 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$ são atribuídos à produção de gás natural). Ao analisar os impactos ambientais do aquecimento global no tratamento de água no México, García-sánchez e Güereca (2019) apontam que, dado o alto consumo de eletricidade do sistema estudado, é importante considerar a relação dos impactos ambientais gerados devido à composição do mix nacional de produção de eletricidade. Nesse caso, os autores apontam que 80% da eletricidade consumida na rede do México em 2015 foi produzida por combustíveis fósseis. Assim, confirma-se que a combinação de reciclagem de materiais e o estabelecimento de um mix energético mais limpo, apontado nos aspectos da busca por uma EC (EMF, 2013), como uma forte estratégia para reduzir as emissões de GEE e, conseqüentemente, o aquecimento global.

4.1.3 Demanda Acumulada de Energia (Não Renovável, Fóssil)

A categoria Demanda Acumulada de Energia (Não Renovável, Fóssil) avalia os impactos da produção a partir da quantidade de recursos fósseis utilizada pelo sistema produtivo, assim como a sua capacidade de produção de energia a ser utilizada nos processos do sistema. Os resultados demonstram que a produção do rodapé de EPS reciclado é 40% menos impactante do que a produção a partir da matéria prima virgem. Ainda que o Cenário I tenha maior consumo de energia elétrica derivada dos processos de triagem, processamento e produção do rodapé, essa categoria de impacto nos mostra que a produção do EPS virgem, produzido diretamente a partir de recursos fósseis, apresenta um consumo energético ainda maior (8,91E+04 MJ/UF). Em consonância com os resultados encontrados neste estudo, pode-se citar o trabalho de Pargana et al. (2014), que quantificaram aproximadamente 125.000 MJ para a produção de 1.000 kg de EPS, dos quais 78% estão relacionados à produção de matéria-prima virgem. No presente trabalho, a proporção de impactos da DAE relacionados à produção de EPS virgem foi de 68% (aproximadamente 93.000 MJ/UF), semelhante à encontrada por Tan and Khoo (2005) que, ao comparar a produção de EPS com papelão, concluíram que a energia necessária para produzir 1 kg de EPS no sistema do produto analisado era de 83 MJ. Corroborando os resultados aqui mencionados, Marten e Hicks (2018) citam um estudo realizado pela *Franklin Associates* em que foram comparados sistemas de produtos de embalagem de EPS. A principal conclusão foi que as etapas de modelagem representam aproximadamente 30% da energia total necessária para cada sistema. No entanto, a fase de produção de matérias-primas foi identificada como a etapa de maior consumo de energia. Com esses resultados, os autores concluem o que também foi apresentado neste trabalho, afirmando um padrão claro: de acordo com o aumento das taxas de reciclagem, em geral, a energia total é reduzida, apesar de exigir a implementação de uma rede logística (MARTEN; HICKS, 2018). Ainda, Ross and Evans (2003) concordam que a reciclagem e a reutilização de produtos plásticos têm o potencial de reduzir significativamente a energia necessária ao longo do ciclo de vida, reduzindo os insumos de alta energia necessários para processar os materiais virgens. Dessa forma os resultados apresentados para a categoria de impacto DAE corroboram com os resultados encontrados pelas categorias anteriores ao apontar os benefícios ambientais da reciclagem em ciclo aberto do EPS na produção de rodapés.

4.1.4 Depleção de Recursos Fósseis

A categoria de impacto DRF avalia o impacto do sistema de produto na exaustão dos recursos naturais não renováveis, sendo medida através de kg Oil_{eq.} consumidos pelos processos analisados. Essa categoria apresenta resultados semelhantes aos apresentados pelas categorias anteriores, sendo o sistema representado pelo Cenário II novamente mais impactante do que a reciclagem em ciclo aberto. Como os resíduos de EPS entram sem ônus ambientais no sistema aqui estudado, além dos recursos consumidos para a geração de eletricidade (principal aspecto responsável pelos impactos na reciclagem em ciclo aberto do EPS), outro insumo representativo para essa categoria é o consumo de GLP nos processos de logística reversa e reciclagem, responsáveis por 36% dos impactos potenciais da categoria. Por outro lado, por razões óbvias, o EPS virgem usado sistema de produto do Cenário II representa 83% do consumo de recursos fósseis do sistema, o que equivale ao consumo de 1.950 kg Oil_{eq.} para a produção de 1.000 kg de rodapé. Os benefícios ambientais da reciclagem aqui apresentados são respaldados por Chen et al. (2019), que apontam esta opção como 92% menos impactante do que outras formas de tratamento de plásticos. A categoria DRF corrobora com os resultados das demais categorias já apresentadas, evidenciando o benefício da reciclagem em ciclo aberto em comparação com a produção de 1000kg de rodapé a partir de EPS primário.

4.1.5 Eutrofização de Água Doce

A categoria EAD avalia o impacto do sistema de produto em corpos hídricos por meio da disposição de kg P_{eq.}. Esta é a única dentre as categorias avaliadas nesta pesquisa em que o rodapé de EPS virgem apresentou melhor resultado que o sistema de produto avaliado pelo Cenário I, sendo o impacto neste último caso 36% mais nocivo em relação ao segundo. As emissões indiretas derivadas da produção de energia elétrica são o principal fator impactante em ambos os cenários. Entretanto, devido a seus processos relacionados à logística reversa e reciclagem, o Cenário I tem maior consumo energético (processos de acomodação e moldagem das peças), traduzido em maior potencial impactante para essa categoria. Os outros itens que contribuem para a EAD se repetem para ambos os cenários (papelão, tinta, aditivos, etc.), com exceção do EPS presente no Cenário II, que, diferentemente das outras categorias de impacto, pouco influi nos resultados finais desta avaliação.

Esta categoria foi a única na qual o sistema retratado pelo Cenário II apresentou resultados mais benéficos que a reciclagem em ciclo aberto do EPS. A fim melhorar o desempenho ambiental do sistema de reciclagem, recomenda-se a adoção de medidas similares às indicadas em categorias previamente exploradas, uma vez que a maior parte do impacto ambiental é derivado do uso de energia elétrica. Isto é, recomenda-se a implementação de processos voltados à melhoria da eficiência energética do sistema, assim como a transição para matrizes energéticas mais limpas, que contribuiriam para a diminuição do impacto apresentado pelo Cenário I.

4.1.5 Toxicidade Humana Carcinogênica

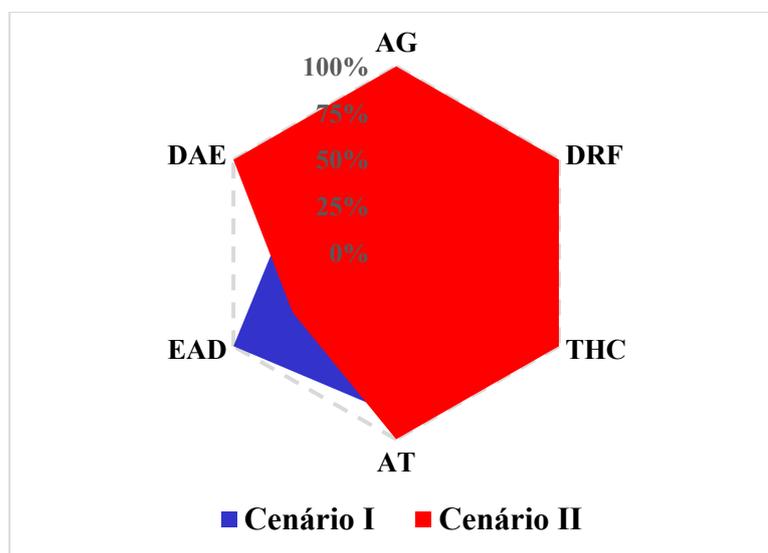
A categoria THC aponta os potenciais danos à saúde humana oriundos das atividades do sistema produtivo em questão. Estes danos são principalmente avaliados por meio da contabilização da emissão de substâncias potencialmente carcinogênicas na atmosfera, corpos hídricos, ou outras rotas de exposição. Nesse contexto, a produção do EPS virgem faz com que o Cenário II apresente pior desempenho ambiental, sendo que cerca de 80% do impacto correspondente a esta categoria é provinda da produção primária do EPS. A produção no Cenário I é 30% menos impactante do que a opção anterior, sendo que a eletricidade se mantém como fator mais impactante que, por razões análogas às demais categorias (emissões indiretas), é duas vezes mais impactante do que o consumo energético do sistema produtivo do Cenário II. A maior parte dos encargos ambientais correspondente à produção do rodapé a partir de material reciclado é dividida entre os demais insumos necessários para a produção neste cenário. Já na opção concorrente, a soma dos impactos do EPS e eletricidade traduzem quase a totalidade do impacto ambiental total desta categoria.

4.1.6 Comparação entre os cenários com base na ACV

A fim de melhor avaliar o impacto ambiental da produção do rodapé por meio da ACV, foi elaborado o gráfico exibido na Figura 10. Nele, pode-se notar que o Cenário I apresenta melhor desempenho ambiental em comparação com o Cenário II. Com base nos dados apresentados, segundo a ACV, a produção a partir do EPS virgem deveria ser evitada caso a reciclagem de EPS em ciclo aberto fosse uma opção. Dessa forma, ACV realizada demonstra que a Santa Luzia LTDA. tem contribuído para reduzir impacto ambiental ao optar pela produção do rodapé de EPS reciclado, visto que, além de proporcionar uma segunda vida

a um material que seria descartado, a produção retratada pelo Cenário 1 é ainda ambientalmente menos impactante do que a produção do rodapé a partir do EPS virgem.

Figura 10 - Comparação entre os impactos da produção do rodapé de EPS nos cenários estabelecidos.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Com base nos resultados obtidos com a ACV, alguns pontos do sistema descritos pelo Cenário I podem ser levantados no tocante à perspectiva ambiental. Este cenário requer um maquinário mais complexo em comparação com o Cenário II devido aos processos de triagem, processamento e reciclagem do EPS. Dessa forma, a produção do rodapé de EPS reciclado depende fortemente do consumo de energia elétrica. O investimento em procedimentos que visem à melhoria de eficiência nos maquinários seria extremamente benéfico ao desempenho ambiental do produto. Ainda, uma vez que a cadeia produtiva estudada apresenta alto consumo energético, o investimento na transição para uma matriz energética mais limpa levaria a resultados substanciais frente ao desempenho ambiental do sistema.

Outro ponto relevante para a melhoria do desempenho ambiental do sistema se refere aos processos logísticos do EPS, tanto dentro das imediações da empresa, quanto em relação à cadeia logística responsável pelo transporte do EPS usado. Em referência às movimentações internas do EPS, que tem seu impacto ambiental derivado do consumo e emissões causadas pelo gás GLP utilizado como combustível nas empilhadeiras responsáveis pelo transporte de insumos dentro da empresa, recomenda-se a revisão e otimização dos caminhos logísticos

internos do processo produtivo. O maior controle dessas movimentações, bem como uma análise crítica de sua necessidade, poderia contribuir para a melhoria do desempenho ambiental da produção do rodapé. A mesma lógica se aplica ao transporte do EPS entre as etapas do sistema de produto. A constante otimização logística desses deslocamentos influenciaria na diminuição das emissões relacionadas ao ciclo de vida do rodapé, e melhoraria seu desempenho em relação às perspectivas ambientais.

Verifica-se que a melhoria do sistema de produto em relação ao consumo energético, movimentação interna, e cadeia logística da produção do rodapé de EPS reciclado proveria melhorias ambientais relevantes, uma vez que energia elétrica, consumo de GLP, e emissões derivadas do transporte, são os três maiores fatores de impacto deste cenário. Ainda, a ACV nos ajuda a traçar melhores cenários para a reciclagem do EPS em relação à EC. Neste caso, o investimento nos gargalos ambientais do sistema atenderia as principais prerrogativas da EC – a otimização do uso de recursos, melhor gestão de resíduos, e transição para uma matriz energética mais renovável. Dessa forma, como evidenciado pela ACV, a busca contínua pelo melhor desempenho ambiental do sistema, paralelamente traduzido em melhor atendimento aos princípios da EC, se dá através de processos de otimização no uso de recursos e energia, aqui descritas como os gargalos do sistema.

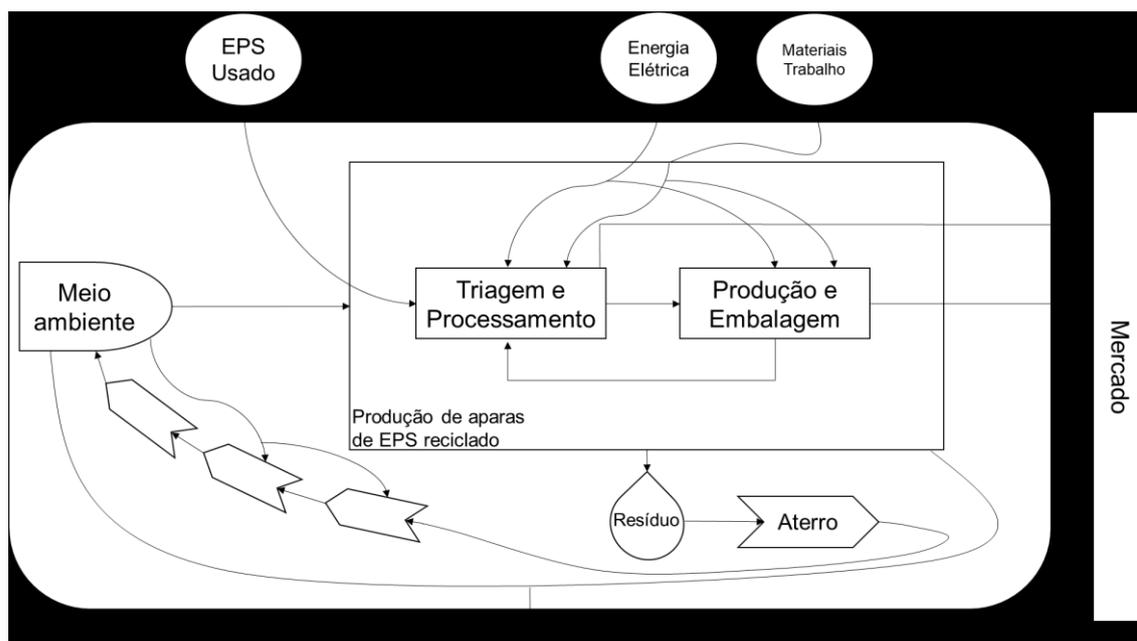
4.2 ANÁLISE EMERGÉTICA

Os resultados pertinentes à AE foram divididos entre i) Diagrama de Fluxos Emergéticos, ii) Tabelas Emergéticas, iii) Índices Emergéticos.

4.2.1 Diagrama de Fluxos Emergéticos

Seguindo a proposta de Odum (1996), o procedimento metodológico da AE tem início com o levantamento dos *inputs* e *outputs* do sistema. Uma vez que esta pesquisa também apresenta uma ACV, o procedimento de levantamento de dados de entrada e saída ocorreu por meio do ICV, apresentado no Apêndice B desta dissertação. A segunda etapa é a construção do Diagrama de Fluxos Emergéticos. O diagrama ilustrado na Figura 11 corresponde ao Cenário I, nele encontram-se os fluxos do sistema de acordo com sua nomenclatura perante a AE.

Figura 11 - Diagrama de Fluxos Emergéticos (Cenário I).

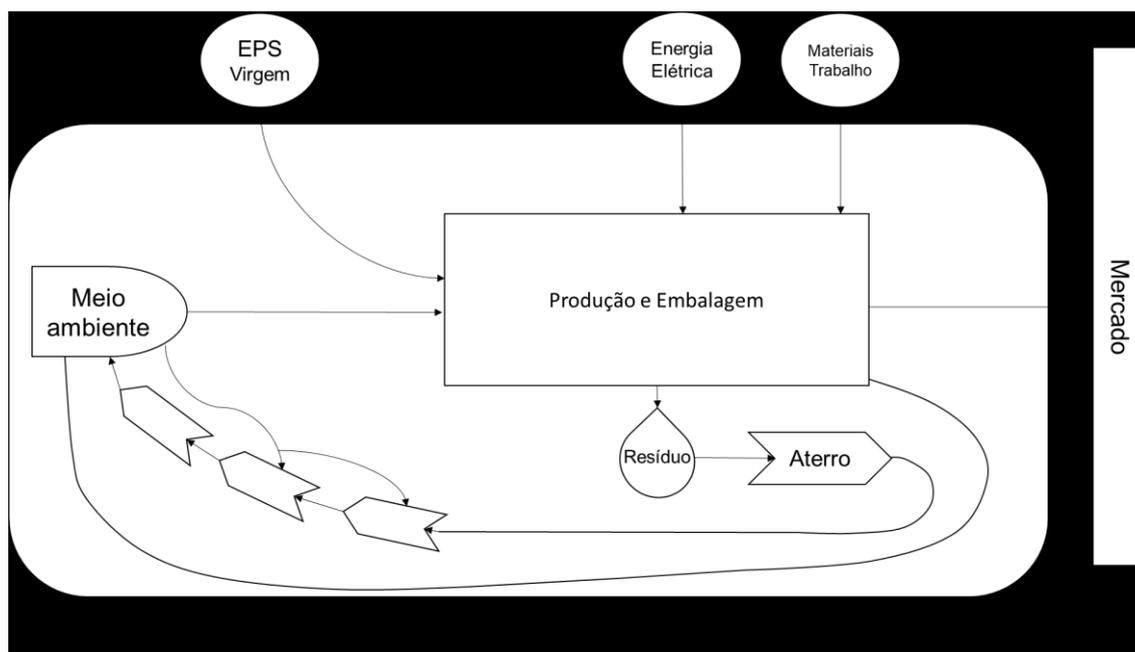


Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

As etapas produtivas RTD, RTP, RTM e U-III são representadas no diagrama como “Triagem e Processamento”, enquanto a U-I é retratado por meio da caixa “Produção e Embalagem”. Ambas se encontram dentro de uma caixa central, que determina os limites do sistema produtivo. Os *inputs* do sistema de produto são representados pelas esferas ao topo da na parte superior fronteira do sistema. Os resíduos são tratados como um “depósito” de energia que, por meio do aterro sanitário para onde são encaminhados, voltam para natureza (em uma escala temporal longa). O meio ambiente se liga ao sistema de produto diretamente, uma vez que todo o fluxo de energia é, de uma forma ou de outra, proveniente dos sistemas naturais. Na extremidade direita do Diagrama encontra-se o mercado, que representa a interação do sistema de produto com o futuro destino do rodapé. Nota-se que o mercado se encontra fora das fronteiras do sistema, de acordo com a fronteira do “berço-ao-portão” abordada. A parte inferior do Diagrama conta com sumidouro de calor, que representa a saída de toda energia que passa pelo sistema sem ser utilizada.

A Figura 12 ilustra o diagrama emergético correspondente ao Cenário II, onde a produção do rodapé de EPS é feito a partir de poliestireno virgem. Em contraste com o diagrama apresentado na Figura 11, há a exclusão das fases de triagem e processamento.

Figura 12 - Diagrama de Fluxos Emergéticos (Cenário II).



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

A elaboração dos diagramas em conjunto com a análise dos dados levantados pelo ICV proporcionou a delimitação dos fluxos emergéticos a serem contabilizados no procedimento de cálculo da energia total e índices emergéticos do sistema, que são apresentados a seguir.

4.2.2 Tabelas Emergéticas

Foram elaborados dois tipos de tabelas emergéticas: Tabela Emergética Geral e Tabela Emergética Detalhada. O Cenário I (reciclagem em ciclo aberto) apresenta ambos. O Cenário II, por sua vez, descreve a produção do rodapé a partir do EPS oriundo de matéria prima virgem, contém apenas uma tabela, uma vez que seu sistema de produto se resume a usina de produção final do rodapé, semelhante à U-I do primeiro cenário.

As Tabelas 3 e 4 demonstram os resultados encontrados para a AE do sistema de reciclagem em ciclo aberto. Este cenário leva em conta a abordagem defendida por Corcelli et al., (2017) e Gala et al. (2015), na qual o fluxo de referência do sistema produtivo não é levado em conta na tabela a fim de evitar dupla contagem do seu potencial emergético, como levantado no tópico 3.3.3. Ressalta-se que procedimento similar foi abordado na modelagem dos impactos ambientais do Cenário I na ACV, como disposto no tópico 4.1.

A Tabela 3 mostra que os itens com fluxos emergéticos mais expressivos para o Cenário I são eletricidade (81,99%), transporte rodoviário (10,10%) e papel (4,34%). Como apresentado pela Tabela 4, a maior parte da energia total do sistema está localizada nas etapas finais da produção, especialmente no item “eletricidade”, que corresponde a cerca de 77% da energia total do sistema. Isso se dá principalmente pelo alto consumo energético do maquinário utilizado nos processos finais de moldagem e acabamento do produto, onde se localizam processos como a extrusão, pintura e secagem do rodapé de EPS.

A Tabela 7 apresenta os valores emergéticos dos fluxos referentes ao sistema de fabricação à base de material virgem (Cenário II). Nesse, os itens eletricidade, EPS e papel despontam como os inputs mais emergéticos. O input da eletricidade corresponde a 52,58% da energia total do sistema, já o EPS contribui com 42,49%, e o papel com 2,96%.

As Tabelas 3 e 4 destacam o alto consumo de eletricidade do sistema, sendo este o item com os maiores valores encontrados para ambos cenários avaliados. Ressalta-se que a UEV utilizada no cálculo da energia proveniente da eletricidade tenta ao máximo se assemelhar à matriz energética brasileira. O dado é proveniente da *National Environmental Account Database* (NEAD), uma base de dados que compila valores de fluxos emergéticos referentes a mais de 170 nações. Dessa forma, a UEV utilizada representa a matriz energética nacional, baseada principalmente na geração por meio de hidrelétricas. Nota-se, por meio da Tabela 4, que a maior parte da energia referente à eletricidade é proveniente das fases finais do sistema de produto estudado. Isto se dá, prioritariamente, pelos processos de peletização final e extrusão das aparas de EPS reciclado. Ao isolarmos estes processos, notamos que eles são responsáveis pelo consumo de 8.367,04 kWh, resultando em $1,84E+11$ se/J.

Os resultados para o transporte rodoviário, o segundo item mais bem classificado no Cenário I, demonstram os encargos ambientais da grande rede logística necessária para o transporte da matéria prima à empresa. A movimentação da matéria prima pela rede logística acontece com o inerente uso de combustíveis fósseis utilizados no abastecimento da malha viária, contribuindo para os altos valores desse item. O EPS, segundo item mais emergético apresentado pela Tabela 7, é um produto derivado do petróleo que requer diversos processos industriais para sua formação, resultando em altos valores UEV. Além disso, a grande quantidade bruta de EPS inserida no sistema (1043,62kg) contribui para os altos valores encontrados para este fluxo emergético.

O papel é o terceiro maior valor contabilizado nos dois cenários. Neste contexto, “papel” denota o papelão utilizado nas etapas finais da U-I, onde o rodapé é embalado. Ressalta-se que a utilização da UEV “papel” a fim de denotar o item papelão se deu pela não

existência desta UEV em literatura, de forma que esta aproximação foi tomada no intuito de melhor descrever esse fluxo emergético. Procedimentos similares de aproximação podem ser encontrados em diversos trabalhos no ramo da energia, como nas pesquisas de Agostinho et al., (2013), Chen et al., (2017b), dentre outros. Os resultados referentes a esse input ocorrem devido à sua alta UEV e quantidade bruta utilizada (75kg), que indicam os encargos ambientais das cadeias de suprimentos de celulose, contribuindo expressivamente para a energia total do sistema analisado.

Como argumentado por Corcelli et al. (2017) e Pan et al. (2019), dentre outros autores, altos valores de energia total estão fortemente relacionados ao impacto ambiental de um sistema, pois quanto maior o valor da energia, maiores são os encargos ambientais necessários para sua produção (recursos, serviços ambientais, coprodutos, etc.). Assim, os resultados dos valores absolutos e percentuais apresentados nas Tabelas Emergéticas podem ser entendidos como indicadores diretos de impacto ambiental. As Tabelas 3 e 7 mostram, de forma compilada, que embora o sistema de reciclagem em ciclo aberto dependa de um grande sistema logístico, a eletricidade ainda é o principal contribuinte para a energia total analisada, ou seja, o aspecto ambiental mais impactante.

Tabela 3 - Tabela Emergética Geral (Cenário I)

Item	Qtidade	Unidade	UEV	UEVunit	Referência	Emergy (seJ)	%
Renováveis (R)							
Água	7.17E+04	g	2.59E+05	seJ/g	Buenfil, 2001	1.86E+10	0.00%
Não Renováveis (NR)							
Aço	1.46E+02	g	2.11E+09	seJ/g	Ulgiati e Brown, 2002	3.08E+11	0.00%
Borracha sintética	5.47E-01	kg	5.49E+12	seJ/kg	Agostinho e Ortega, 2013	3.00E+12	0.03%
Eletricidade	3.21E+10	J	2.20E+05	seJ/J	NEAD, 2014	7.07E+15	81.99%
GLP	3.80E+07	J	5.32E+04	seJ/J	Buranakarn, 1998	2.02E+12	0.02%
Lubrificante	1.59E+06	J	1.41E+05	seJ/J	Odum, 1996	2.25E+11	0.00%
Papel	7.58E+01	kg	4.94E+12	seJ/kg	Agostinho et al., 2013	3.74E+14	4.34%
Plástico	1.84E+01	kg	4.38E+12	seJ/kg	Meillaud et al., 2005	8.05E+13	0.93%
Químicos	6.87E+04	g	2.01E+09	seJ/g	Geber e Björklund, 2001	1.38E+14	1.60%
Transporte (aquaviário)	1.04E+03	tkm	7.99E+10	seJ/tkm	Buranakarn, 1998	8.34E+13	0.97%
Transporte (rodoviário)	1.32E+03	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	Buranakarn, 1998	8.71E+14	10.10%
Σ						8.62E+15	seJ

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Tabela 4 - Tabela Emergética Detalhada (Cenário I).

Item	Qtade	Unidade	UEVtransf	UEVunit	Emergy (seJ)	Referência	%
Terc. /Degasado							
Renováveis							
Não renováveis							
Aço	1.61E+00	g	2.11E+09	seJ/g	3.39E+09	Ulgiati e Brown 2002	0%
Borracha sintética	3.50E-02	kg	5.49E+12	seJ/kg	1.92E+11	Agostinho e Ortega 2013	0%
Energia elétrica	4.84E+07	J	2.20E+05	seJ/J	1.07E+13	NEAD, 2014	0%
GLP	1.94E+06	J	5.32E+04	seJ/J	1.03E+11	Buranakarn, 1998	0%
Lubrificante	2.41E+04	J	1.41E+05	seJ/J	3.39E+09	Odum, 1996	0%
Plástico	1.60E-02	kg	4.38E+12	seJ/kg	7.00E+10	Meillaud et al. 2005	0%
Transporte (rodoviário)	1.58E+02	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	1.04E+14	Brown e Buranakarn 2003	1%
				Σ	1.15E+14	seJ	1%
Terc. /Moído							
Renováveis							
Não renováveis							
Aço	2.39E+01	g	2.11E+09	seJ/g	5.04E+10	Ulgiati e Brown 2002	0%
Borracha sintética	2.14E-01	kg	5.49E+12	seJ/kg	1.17E+12	Agostinho e Ortega 2013	0%
Energia elétrica	4.96E+08	J	2.20E+05	seJ/J	1.09E+14	NEAD, 2014	1%
GLP	1.20E+07	J	5.32E+04	seJ/J	6.40E+11	Buranakarn, 1998	0%
Lubrificante	3.65E+05	J	1.41E+05	seJ/J	5.15E+10	Odum, 1996	0%
Plástico	9.90E-02	kg	4.38E+12	seJ/kg	4.33E+11	Meillaud et al. 2005	0%
Transporte (rodoviário)	5.30E+02	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	3.50E+14	Brown e Buranakarn 2003	4%
				Σ	4.62E+14	seJ	5%

Tabela 5 (Continuação)- Tabela Emergética Detalhada (Cenário I).

Item	Qtade	Unidade	UEVtransf	UEVunit	Emergy (seJ)	Referência	%
Terc./Peletizado							
Renováveis							
Água	2.44E+03	g	2.59E+05	seJ/g	6.33E+08	Buenfil 2001	0%
Não renováveis							
Aço	9.43E+01	g	2.11E+09	seJ/g	1.99E+11	Ulgiati & Brown 2002	0%
Borracha sintética	3.28E-02	kg	5.49E+12	seJ/kg	1.80E+11	Agostinho & Ortega 2013	0%
Energia elétrica	1.16E+09	J	2.20E+05	seJ/J	2.54E+14	NEAD, 2014	3%
GLP	1.80E+06	J	5.32E+04	seJ/J	9.58E+10	Buranakarn, 1998	0%
Lubrificante	8.44E+04	J	1.41E+05	seJ/J	1.19E+10	Odum, 1996	0%
Plástico	1.03E-02	kg	4.38E+12	seJ/kg	4.49E+10	Meillaud et al. 2005	0%
Transporte (rodoviário)	1.12E+02	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	7.38E+13	Brown & Buranakarn 2003	1%
				Σ	3.29E+14	seJ	4%
Usina III							
Renováveis							
Não renováveis							
Aço	2.21E+01	g	2.11E+09	seJ/g	4.65E+10	Ulgiati & Brown 2002	0%
Borracha sintética	1.36E-01	kg	5.49E+12	seJ/kg	7.46E+11	Agostinho & Ortega 2013	0%
Energia elétrica	2.09E+08	J	2.20E+05	seJ/J	4.59E+13	NEAD, 2014	1%
GLP	7.67E+06	J	5.32E+04	seJ/J	4.08E+11	Buranakarn, 1998	0%
Lubrificante	2.45E+05	J	1.41E+05	seJ/J	3.45E+10	Odum, 1996	0%
Plástico	0.016	kg	4.38E+12	seJ/kg	7.00E+10	Meillaud et al. 2005	0%
Transporte (aquaviário)	1.04E+03		7.99E+10	seJ/tkm	8.34E+13	Brown & Buranakarn 2003	1%
Transporte (rodoviário)	4.74E+02	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	3.13E+14	Brown & Buranakarn 2003	4%
				Σ	4.44E+14	seJ	5%

Tabela 6 (Continuação)- Tabela Emergética Detalhada (Cenário I).

Item	Qtade	Unidade	UEVtransf	UEVunit	Emergy (seJ)	Referência	%
Usina I							
Renováveis							
Água	6.93E+04	g	2.59E+05	seJ/g	1.80E+10	Buenfil 2001	0%
Não renováveis							
Aço	4.44E+00	g	2.11E+09	seJ/g	9.35E+09	Ulgiati & Brown 2002	0%
Borracha sintética	1.29E-01	kg	5.49E+12	seJ/kg	7.08E+11	Agostinho & Ortega 2013	0%
Energia elétrica	3.02E+10	J	2.20E+05	seJ/J	6.65E+15	NEAD, 2014	77%
GLP	1.46E+07	J	5.32E+04	seJ/J	7.76E+11	Buranakarn, 1998	0%
Lubrificante	8.75E+05	J	1.41E+05	seJ/J	1.23E+11	Odum, 1996	0%
Papel	7.58E+01	kg	4.94E+12	seJ/kg	3.74E+14	Agostinho et al., 2013	4%
Plástico	1.82E+01	kg	4.38E+12	seJ/kg	7.98E+13	Meillaud et al. 2005	1%
Químicos	6.87E+04	g	2.01E+09	seJ/g	1.38E+14	Geber and Björklund, 2001	2%
Transporte (rodoviário)	4.43E+01	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	2.93E+13	Brown & Buranakarn 2003	0%
				Σ	7.27E+15	seJ	84%
EMERGIA TOTAL					8.62E+15	seJ	

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

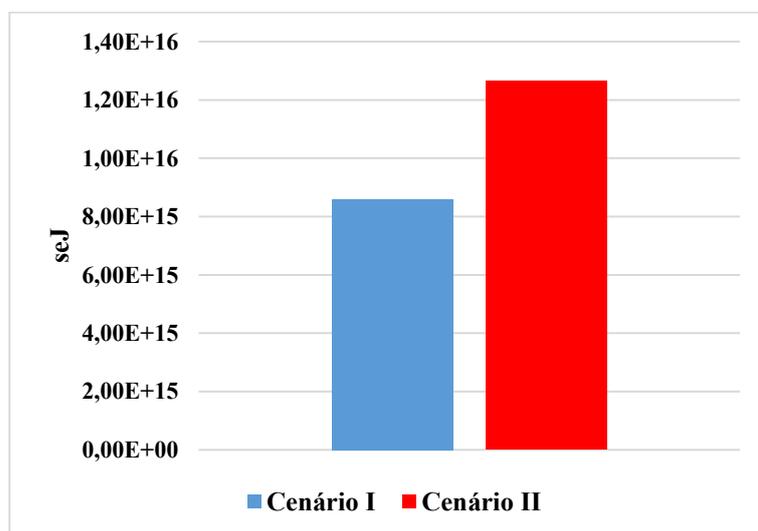
Tabela 7 - Tabela Emergética Geral (Cenário II)

Item	Qtade	Unidade	UEVtransf	UEVunit	Energia (seJ)	Referência	%
Usina I - EPS virgem							
Renováveis							
Água	6,93E+04	g	2,59E+05	seJ/g	1,80E+10	Buenfil 2001	0%
Não renováveis							
Poliestireno expandido	1,03E+03	kg	5,23E+12	seJ/kg	5,37E+15	Meillaud et al. 2005	43%
Aço	4,44E+00	g	2,11E+09	seJ/g	9,35E+09	Ulgiati & Brown 2002	0%
Borracha sintética	1,29E-01	kg	5,49E+12	seJ/kg	7,08E+11	Agostinho & Ortega 2013	0%
Energia elétrica	3,02E+10	J	2,20E+05	seJ/J	6,65E+15	NEAD, 2014	53%
GLP	1,46E+07	J	5,32E+04	seJ/J	7,76E+11	Buranakarn, 1998	0%
Lubrificante	8,75E+05	J	1,41E+05	seJ/J	1,23E+11	Odum, 1996	0%
Papel	7,58E+01	kg	4,94E+12	seJ/kg	3,74E+14	Agostinho et al., 2013	3%
Plástico	1,82E+01	kg	4,38E+12	seJ/kg	7,98E+13	Meillaud et al. 2005	1%
Químicos	6,87E+04	g	2,01E+09	seJ/g	1,38E+14	Geber and Björklund, 2001	1%
Transporte (rodoviário)	4,43E+01	tkm	5,02E+08	seJ/tkm	2,22E+10	Brown & Buranakarn 2003	0%
				Σ	1,26E+16	seJ	100%

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

A Figura 13 apresenta a comparação gráfica entre a emergência total avaliada para os dois cenários. O Cenário II apresenta resultados totais cerca de 60% maiores que o Cenário I. Assim sendo, do ponto de vista da AE, a reciclagem em ciclo aberto é menos impactante em termos ambientais do que a produção de rodapé de EPS virgem, denotando menor carga ambiental e potencial extração de recursos naturais do que a produção a partir de matéria prima virgem. O principal fator para esta diferença é o alto consumo energético oriundo das etapas finais do processo produtivo do sistema, onde o EPS passa por etapas que dependem do uso de máquinas pesadas, como na extrusão do material. Para melhor avaliar essas informações são utilizados os índices emergéticos. Quatro índices foram calculados nesta pesquisa e são apresentados a seguir

Figura 13 - Comparação entre a emergência total dos cenários estabelecidos.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

4.2.3 Índices Emergéticos

A Tabela 8 apresenta os resultados dos índices emergéticos calculados para os dois cenários. De acordo a abordagem metodológica da AE, o único *input* considerado renovável é a água, que por sua vez, tem contribuição mínima para o balanço de massa e composição dos fluxos emergéticos totais do sistema. A fim de melhor entender a relação entre os componentes renováveis e não renováveis do sistema, assim como melhor analisar a pressão ambiental gerada pela produção da UF no ecossistema, e o quão sustentável a longo prazo é o sistema de produto em questão, foram calculados quatro índices emergéticos. Os resultados encontrados para o PUEV, EYR, ELR e ESI do sistema são apresentados abaixo.

Tabela 8 - Índices Emergéticos

Índices	Cenário I	Cenário II
PUEV (seJ/kg)	8,62E+12	1,26E+13
EYR	1,00E+00	1,00E+00
ELR	4,64E+05	7,05E+05
ESI	7,41E-06	1,42E-06

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

O PUEV corresponde a energia de uma unidade de produto, ou seja, é a energia avaliada para o rodapé de EPS reciclado. Entretanto, uma vez que o rodapé não é uma peça única e modular, esse cálculo foi feito para 1 kg de EPS produzido. Dessa forma, caso necessário o cálculo da energia inerente a uma determinada peça de rodapé, deverá ser feita a divisão do PUEV pela massa da peça em questão. Como apresentado na Tabela 8, o PUEV encontrado para o Cenário II é maior que o PUEV encontrado para o cenário de reciclagem, uma vez que a produção do rodapé por meio de matéria prima virgem apresenta maiores encargos ambientais, como discutido na seção 4.2.2. De acordo com Pan et al. (2018), altos valores de PUEV indicam que mais energia foi consumida para a produção de uma unidade do produto (1 kg, neste caso), sugerindo menor desempenho ambiental do processo de produção. Ainda, como abordado por Corcelli et al. (2017), menores valores de UEV significam que o processo de produção tem menor exploração de recursos naturais, ou seja, o Cenário I apresenta uma situação menos impactante. Dessa forma, nota-se que a produção do rodapé de EPS a partir de matéria prima virgem apresenta pior desempenho ambiental do que a produção por meio do cenário de reciclagem em ciclo aberto.

O *Energy Yield Ratio* (EYR) analisa a relação entre a energia total do sistema e a energia investida para a produção do produto. Energia investida refere-se aos insumos adquiridos e utilizados durante o processo produtivo. Segundo Ulgiati e Brown (2002), baixos valores de EYR indicam processos produtivos que requerem alto investimento ambiental por unidade de produto produzido. Os valores de EYR encontrados para ambos os cenários nesta pesquisa se aproximam de 1 (menor valor possível) devido à baixa proporção de insumos renováveis presentes no sistema. Resultados semelhantes foram encontrados por Pan et al. (2019a) no estudo da produção secundária de chumbo a partir de reciclagem de baterias. Os autores afirmam que valores de EYR que se igualam a 1 descrevem um quadro onde energia total é igual energia investida, refletindo baixos benefícios provenientes da produção do rodapé, demonstrando a grande pressão exercida no ecossistema pelo sistema de produto.

O terceiro índice emergético calculado, *Emergy Loading Ratio* (ELR), relaciona a emergia provinda de insumos renováveis (ex: água), com entradas não renováveis (ex: EPS). O ELR é uma ferramenta para a análise da carga ambiental do sistema de produto. De acordo com Pan et al. (2019a), quanto maior o ELR, maior o impacto negativo causado pelo sistema de produto ao ecossistema local. Dessa forma, perante a AE, o sistema de produto aqui estudado, em ambos os cenários escolhidos, exerce grande impacto ambiental ao meio ambiente, uma vez que o valor encontrado para este índice é extremamente alto, como retratado pela Tabela 6, devido à baixa proporção de insumos renováveis em comparação a insumos não renováveis utilizados na produção do rodapé. Ressalta-se que, mesmo que a matriz energética brasileira seja predominantemente composta por hidrelétricas, caracterizando um cenário de produção de energia renovável, a AE utiliza uma abordagem diferente. Como afirmado por Almeida et al. (2010), no contexto da AE, e no cálculo do ELR, a energia elétrica não é agrupada junto aos itens renováveis, uma vez que ela provém de um sistema controlado pelo homem, não caracterizando uma fonte energética renovável natural. Essa abordagem metodológica influencia diretamente no resultado deste e dos outros índices emergéticos, uma vez que a eletricidade, o maior fluxo emergético avaliado para ambos os cenários, é contabilizada pela metodologia da emergia como um fluxo não renovável.

O *Emergy Sustainability Index* (ESI) é uma ferramenta para a mensuração da sustentabilidade ambiental geral de sistemas de produto e serviço. Ao dividir os valores encontrados para EYR pelo ELR, este índice reflete tanto a pressão causada ao ecossistema, quanto o benefício geral oriundo do sistema estudado (ODUM, 1996). Quanto maior este índice, mais sustentável é o objeto de estudo. Segundo Cao e Feng (2007), valores de ESI > 5 representam sistemas sustentáveis a longo prazo. Valores de ESI < 1 correspondem sistemas de produto não sustentáveis a longo prazo. Dessa forma, nota-se por meio da Tabela 6 que o sistema de produto do rodapé de EPS é notoriamente insustentável a longo prazo, mesmo se levarmos em conta a reciclagem em ciclo aberto. Esse resultado se dá devido à alta dependência do sistema de insumos não renováveis, como o EPS (Cenário II), papelão, dentre outros.

4.2.4 Comparação entre os cenários com base na AE

Segundo Agostinho et al. (2019), sistemas altamente dependentes de recursos externos não renováveis, como o analisado nesta pesquisa, são menos resilientes e podem enfrentar sérios problemas para manter sua operação em um cenário marcado por pressões

negativas (por exemplo, distúrbios econômicos, menor disponibilidade de recursos, questões sociais como as relacionadas à disponibilidade de mão-de-obra humana ou mesmo a oscilação do mercado, e assim por diante). No entanto, por mais que ambos os cenários apresentem baixo desempenho ambiental de acordo com os índices EYR, ELR e ESI, o menor PUEV no sistema de produto no Cenário I em comparação com a produção do rodapé com EPS virgem demonstra que a reciclagem em ciclo aberto caracteriza um sistema mais resiliente e menos impactante, uma vez que necessita de menor exploração de recursos naturais não renováveis.

Os resultados da AE nos permitiram ainda traçar paralelos com a lógica da EC. Os índices emergéticos, somados às discussões baseadas nas tabelas emergéticas do item 4.2.2, demonstram que o sistema aqui evidenciado pode ser classificado como um sistema circular, entretanto, exerce forte pressão no ecossistema local, e apresenta baixos índices de sustentabilidade. Estes resultados demonstram que, na lógica da AE, sistemas circulares não necessariamente representam sistemas produtivos sustentáveis no longo prazo, havendo distinção entre estes casos baseado, principalmente, na utilização ou não de recursos não renováveis. Pan et al. (2019a), ao avaliar a produção secundária de chumbo a partir da reciclagem de baterias em ciclo aberto, encontrou resultados similares. Por mais que a reciclagem das baterias apresentasse melhor desempenho ambiental do que a produção através de matéria prima virgem, em situação análoga a este estudo de caso, o sistema foi classificado como insustentável ao longo prazo por meio do ESI. A AE fornece, portanto, contraponto à comum avaliação de sistemas produtivos baseados nos princípios da EC. Para este método, mesmo que um sistema produtivo seja baseado na reutilização de recursos e materiais ele não necessariamente é sustentável. Um sistema produtivo se aproximaria mais desse cenário caso fosse baseado no uso de recursos renováveis, o que diminuiria a pressão exercida sobre os recursos naturais. O sistema de produto do rodapé de EPS é, quase em sua totalidade, pautado na utilização de recursos não renováveis, portanto, mesmo que o Cenário I (menos impactante) seja tomado como padrão, o índice ESI atesta baixos níveis de sustentabilidade ao longo prazo.

As discussões levantadas pelos resultados da AE no que tange à EC corroboram com o trabalho dos autores acima citados. Em ambos os casos é evidenciado o alinhamento do sistema produtivo com a lógica da EC por meio de processos amplos de reciclagem, culminando na menor necessidade de extração de matérias primas não renováveis. Porém, ambos os sistemas apresentam baixo desempenho quanto a seus níveis de sustentabilidade, uma vez que ainda dependem extensivamente de grandes cadeias logísticas, e consumo de diferentes insumos não renováveis. Este cenário demonstra que sistemas de produtos totalmente inseridos na tecnosfera dificilmente apresentarão bons níveis de ELR e ESI.

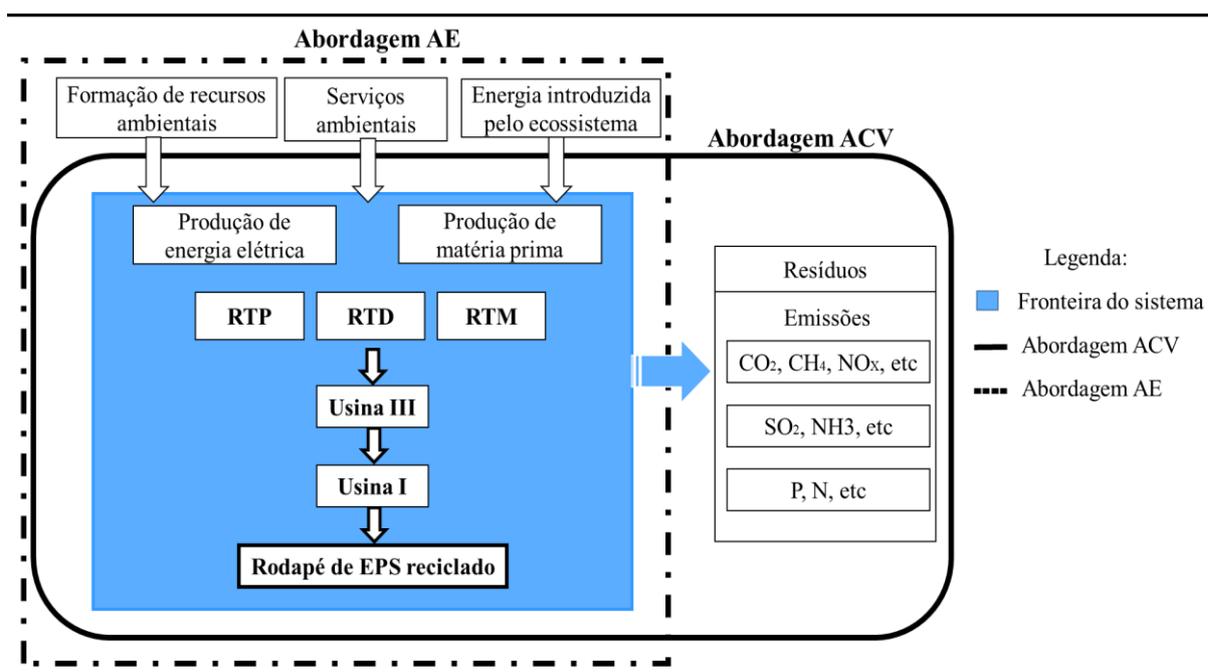
Todavia, os gargalos do sistema podem ser avaliados por métodos de avaliação de impacto ambiental potencial, e soluções podem ser traçadas visando à melhoria do desempenho ambiental do sistema, tornando-o mais alinhado quanto a práticas sustentáveis.

4.3 CONVERGÊNCIAS METODOLÓGICAS ENTRE ACV E AE

A partir da contabilização dos impactos ambientais dos dois cenários estabelecidos por meio da ACV e da AE, foi possível a avaliação das semelhanças e discrepâncias de seus procedimentos metodológicos, assim como a análise das informações oriundas dos resultados dessas abordagens. A análise das convergências entre ACV e AE ocorreu de forma qualitativa, e está disposta nos tópicos a seguir. Primeiro é apresentado uma análise crítica da relação entre as técnicas, tomando como base os resultados encontrados para a contabilização de impactos ambientais do sistema de produto da Santa Luzia LTDA. Em seguida é apresentado um quadro comparativo que aborda os principais pontos de ambos métodos. Por último, são feitas recomendações para o uso das metodologias com base em suas principais vantagens.

Visando melhor embasar os seguintes tópicos, elaborou-se a Figura 14, que explora graficamente a relação entre as fronteiras metodológicas da ACV e AE, assim como sua relação com as fronteiras do sistema de produto do rodapé de EPS reciclado.

Figura 14 - Fronteiras da ACV e AE para o sistema analisado.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019), adaptado de Wang et al. (2015).

Por meio da Figura 14, nota-se que a ACV exclui processos relacionados aos serviços ambientais, energia provinda do ecossistema, e formação de recursos naturais, avaliando os aspectos ambientais no momento em que eles são transferidos da biosfera para a tecnosfera por meio da ação do sistema de produto (FRISCHKNECHT et al., 2015; WANG et al., 2015). Por outro lado, a ACV avalia o impacto das emissões de gases oriundas do sistema, assim como o impacto da geração, disposição e tratamento de resíduos gerados pelo processo produtivo. Esta abordagem incentiva a discussão dos impactos ambientais focada em problemas ambientais atuais (DESCHAMPS et al., 2018), contribuindo para a busca de soluções. Entretanto, esse método é deficitário na avaliação dos impactos gerais relacionados à carga ambiental total (contabilizando serviços ecossistêmicos necessários para formação dos recursos naturais empregados) e à sustentabilidade a longo prazo do sistema, bem avaliados pela AE. Em especial, essa se mostra adequada para a avaliação do real impacto da extração dos recursos naturais (PAN et al., 2019b), que data de antes da fronteira do sistema, e do impacto ao meio ambiente de forma geral, não somente no que condiz à tecnosfera.

A partir do entendimento da relação entre as fronteiras da ACV e AE apresentadas na Figura 14, e com base nos resultados isolados da ACV e da AE, foi possível a identificação das principais convergências entre os métodos, explorados em detalhe nos tópicos a seguir.

4.3.1 Análise crítica das convergências entre ACV e AE

A Tabela 7 compila os resultados da AICV, energia total, e índices emergéticos.

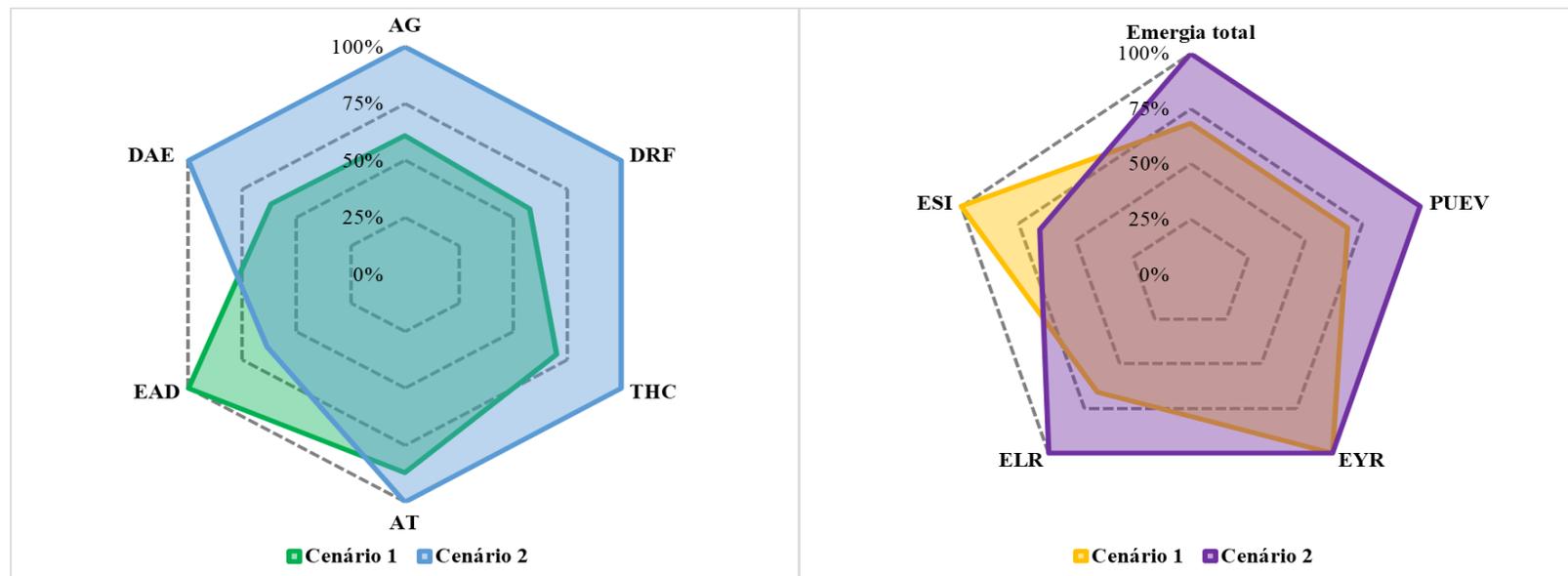
Tabela 7 - Resultados da AICV e AE para os cenários estabelecidos.

Indicador Ambiental	Unidade	Cenário I	Cenário II
Categorias de Impacto			
AT	kg SO ₂ eq.	1,21E+01	1,39E+01
AG	kg CO ₂ eq.	3,17E+03	5,20E+03
DAE	MJ	6,62E+04	1,07E+05
DRF	kg Oil eq.	1,35E+03	2,34E+03
EAD	kg P _{eq.}	7,54E-01	4,80E-01
THC	kg 1,4-DCB eq.	7,65E+01	1,09E+02
Indicadores Emergéticos			
Energia total	seJ	8.62E+15	1.26E+16
PUEV	seJ/kg	8,62E+12	1,26E+13
EYR	-	1,00E+00	1,00E+00
ELR	-	4,64E+05	7,05E+05
ESI	-	7,41E-06	1,42E-06

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Com base na Tabela 7, nota-se que ambos os métodos apontam o Cenário I como a situação com melhor desempenho ambiental. A Figuras 15 corroboram com o entendimento da diferença de grandeza entre o impacto ambiental da produção do rodapé de EPS reciclado e o rodapé de EPS virgem. Ambos gráficos apresentam a normalização interna dos resultados referentes aos respectivos indicadores ambientais de cada metodologia. O gráfico disposto à esquerda se refere aos resultados normalizados das seis categorias de impacto escolhidas neste estudo, e se assemelha à Figura 10, previamente disposta neste trabalho. O gráfico à direita apresenta uma comparação entre os cenários por meio dos indicadores emergéticos calculados – energia total e índices emergéticos. Com base nos resultados dispostos na Tabela 7, e graficamente representados na Figura 15, foi possível explorar convergências entre as metodologias no que tange aos aspectos avaliados, a comunicação de seus resultados, e a possível sobreposição das análises.

Figura 15 - Normalização interna dos resultados da ACV (esquerda) e AE (direita).



Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Percebe-se que, em termos gerais, os dois métodos apresentam semelhanças na avaliação dos impactos ambientais do sistema estudado. A normalização interna dos resultados da ACV, apresentada pela Figura 15, mostra que dentre as categorias abordadas neste estudo, somente a categoria de impacto EAD classificou o Cenário I como a situação com maior impacto ambiental. Dentre os indicadores ambientais apresentados na Figura 15, a Energia total, PUEV e ELR também atestam diretamente o melhor desempenho ambiental do Cenário 1. Entretanto, a normalização interna dos resultados de EYR e ESI pode causar desorientação quanto ao real resultado apresentado. Como disposto na seção 4.2.3 – Índices Emergéticos, o EYR é calculado como a razão entre a energia total do sistema e a energia proveniente dos recursos não renováveis. Devido à desproporcional concentração de não renováveis no sistema, o EYR apresentou seu valor máximo para ambos os cenários (valores muito próximos a 1), resultando na normalização interna igualitária dentre estes resultados, como demonstrado pela Figura 15. Entretanto, este resultado deve ser analisado perante o seu real sentido metodológico – refletir a eficiência ambiental do sistema de produto, melhor analisado pela comparação de seu resultado absoluto. A representação gráfica dos resultados normalizados de ESI também pode gerar equívocos no entendimento da análise. A Figura 15 mostra que o resultado referente ao Cenário 2 é proporcionalmente menor que o do Cenário 1. Porém, para o sistema de produto aqui estudado, os valores de ESI (razão entre EYR e ELR) foram menores que zero, atestando a insustentabilidade do sistema a longo prazo. Por conseguinte, a representação gráfica dos resultados normalizados internamente para o indicador ESI deve ser entendido de forma inversa, sendo o Cenário 2 o que apresenta pior desempenho ambiental quanto a este indicador.

Com o intuito de melhor explorar as informações derivadas da Tabela 7 e da Figura 15 os tópicos seguintes se ocupam com a análise crítica das convergências metodológicas entre ACV e AE. Para tal, a fim de facilitar o entendimento das convergências levantas, as seções a seguir foram divididas, primeiro, de acordo com as seis categorias de impacto selecionadas, sendo que as discussões referentes à AE são então feitas de encontro a cada categoria; e segundo, com foco nos detalhes do processo produtivo da empresa Santa Luzia, visando dar exemplos práticos das possíveis convergências entre as metodologias em no âmbito da EC.

4.3.1.1 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria AT

Acerca das relações encontradas entre a categoria de impacto AT e os resultados obtidos para a energia total do sistema, ressalta-se o potencial de ambas as metodologias em avaliar os impactos ambientais de sistemas naturais. A categoria de AT relaciona a emissão de NO_x, NH₃, e SO₂ com as mudanças da acidez do solo por meio da deposição atmosférica destas substâncias inorgânicas (RIVM, 2016). Alterações nos níveis de acidez causam mudanças comportamentais e dano direto a espécies vegetais (VAN ZELM et al., 2016). Assim sendo, mesmo que o sistema aqui discutido esteja totalmente embutido na tecnosfera, a ACV, por meio da categoria de impacto AT, traduz os danos causados por esse processo produtivo em sistemas puramente biológicos. Seguindo a mesma lógica, Wang et al. (2017) afirma que a AE é apta para o estudo do impacto causado por sistemas produtivos ao ambiente agrícola, exemplos são pesquisas voltadas à avaliação da sustentabilidade regional de cadeias leiteiras (Agostinho et al., 2019), produção suína (Wang et al., 2015), ou na produção de biogás (Zhou et al., 2010). Além disso, este método é particularmente apropriado para avaliar a interface entre esferas “naturais” e “humanas” (Castellini et al., 2006), uma vez que os fluxos emergéticos não fazem distinção entre ciclos biológicos ou tecnológicos. Recomenda-se então a escolha da categoria de impacto AT ao se avaliar sistemas presentes na tecnosfera (como o sistema de produto foco deste trabalho), uma vez que através dela torna-se possível relacionar processos produtivos e seus respectivos impactos indiretos na biosfera. Chen et al. (2019), também priorizam essa categoria dentre as demais ao avaliar sistemas de tratamento do fim de vida do plástico, relacionando-os a seus potenciais impactos ambientais que possam repercutir em ecossistemas terrestres e ciclos biológicos. Por outro lado, caso se estude sistemas predominantemente inseridos nos ciclos biológicos (agricultura, piscicultura, compostagem, etc.), a AE demonstra ser a metodologia mais indicada, capaz de relacionar aspectos ambientais como a energia da irradiação solar, do vento, das ondas, ou de outras fontes de energia renovável, com os potenciais impactos ambientais do sistema. Entretanto, a AE não trata da quantificação de impactos reais que possam comprometer a produção agrícola, concentrando-se na extração, disponibilidade e eficiência de uso dos recursos que fazem parte do sistema.

4.3.1.2 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria AG

Como apontado por Elia et al. (2017), a ACV é um método eficaz para a avaliação do consumo de matéria, energia e emissão de poluentes, devido a sua metodologia robusta de cálculo de impactos. Categorias de impacto como AG são indicadores diretos das repercussões ambientais causadas pela emissão de GEE. Estes impactos, caracterizados como impactos ambientais *downstream*, fogem do escopo da AE, visto que ela tem uma abordagem metodológica agregadora, compilando todos os aspectos em uma única forma de avaliação de impactos, e encontra nos índices emergéticos uma forma de traduzir os encargos ambientais do sistema estudado. Essa lógica pode ser ilustrada pelos resultados desta pesquisa.

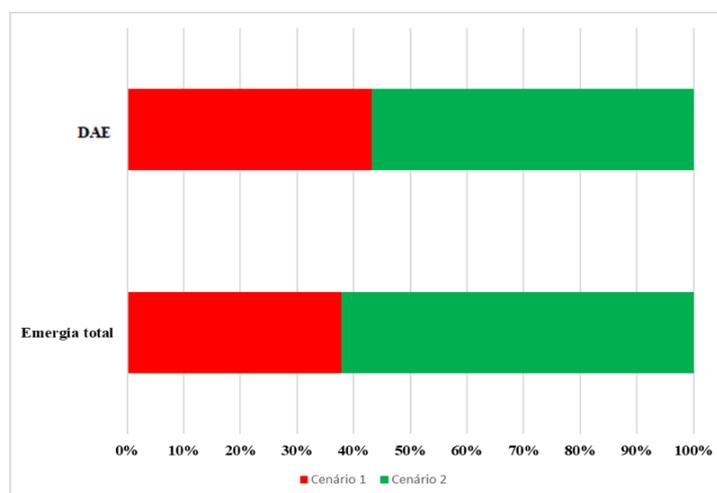
A categoria de impacto AG se baseia nos avanços científicos recentes e relatórios de agências relacionadas às mudanças climáticas, como os relatórios do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) (IPCC, 2013), para a construção de um método e avaliação da contribuição de emissões provenientes de sistemas de produtos e serviços no âmbito do aquecimento global e mudanças climáticas. Ao se avaliar os resultados apresentados pelas metodologias aqui aplicadas, a ACV apresenta dados concretos oriundos da emissão de GEE para os cenários estabelecidos. Segundo a pesquisa de Lausset et al. (2017), tanto a EC, quanto as discussões sobre as mudanças climáticas se beneficiam do uso a ACV, principalmente pelos resultados encontrados pela categoria AG, capaz de relacionar diretamente o impacto das práticas circulares em relação a esta problemática global. Considerando a crescente preocupação com o tema, essa informação pode auxiliar tomadores de decisão na melhoria do desempenho ambiental do sistema de produto, ponto em que a AE não contribui efetivamente.

Wang et al., (2015), ao avaliar a sustentabilidade da produção suína em larga escala no norte da China, debate a complementariedade da ACV e AE. O autor afirma que considerações insuficientes de *outputs* danosos por meio da AE, como a emissão de gases, podem ser complementadas pela aplicação da ACV. Ainda, Rugani e Benetto (2012) partilham dessa opinião ao afirmar que a AE mostra como maximizar a permanência de recursos nos sistemas produtivos e de consumo, além de contribuir com diretrizes e avaliação de sustentabilidade gerais por meio dos índices emergéticos, enquanto a ACV permite identificar onde reduzir as emissões de poluentes atmosféricos e melhorar a reutilização de resíduos, além de quantificar os benefícios relacionados. A posição destes autores corrobora os resultados desta pesquisa, no qual são apresentados impactos e gargalos reais do sistema de produto pela ACV, complementados com a visão sistêmica e avaliação explanatória da AE.

4.3.1.3 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria DAE

A produção do rodapé de EPS, seja por meio de material reciclado ou virgem, caracteriza um sistema de produto com alto gasto energético devido ao extenso maquinário necessário para sua produção. Baseando-se nesta característica do sistema, esta pesquisa buscou avaliar os impactos da produção do rodapé através de duas frentes que se baseiam no fluxo de energia pelo sistema, sendo estes a AE, e a categoria de impacto DAE (Não renovável, Fóssil). A Figura 16 apresenta a comparação percentual dos resultados encontrados para esses dois métodos de avaliação de impacto potencial. Percebe-se a mesma tendência entre os resultados, denotando aproximação metodológica.

Figura 16 - Comparação entre DAE, Não Renovável, Fóssil e Energia Total.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

A categoria de impacto DAE (Não renovável, fóssil) visa agregar os impactos ambientais do sistema de produto em relação ao consumo de recursos fósseis, por meio de uma abordagem focada no consumo energético. Puig et al. (2013), ao avaliarem sistemas de tratamento de resíduos industriais, argumentam que o uso de um indicador único baseado no pensamento de ciclo de vida é vantajoso devido a sua fácil comunicação, especialmente quando seu resultado é direcionado a formuladores de políticas públicas. Entretanto, uma ACV completa é recomendada a fim de avaliar impactos ambientais intrínsecos ao sistema, que não seriam abordados por essa categoria. Caso semelhante é tratado por Scipioni et al. (2013) ao estudarem o setor italiano de embalagens de bebidas. Os autores argumentam que o setor industrial pode se beneficiar do uso da categoria de impacto DAE (Não renovável, Fóssil) caso se objetive estimar preliminarmente os impactos do ciclo de vida de dois ou mais

produtos concorrentes. Contudo, o uso isolado dessa categoria de impacto pode levar a decisões equivocadas ao se avaliar a contribuição dos estágios do ciclo de vida de um produto ou serviço. Por outro lado, a literatura da energia demonstra o crescimento do uso desta metodologia na avaliação de sistemas de grande escala, como cadeias produtivas regionais (AGOSTINHO et al., 2019; CHEN et al., 2017b) e parques industriais (CHEN et al., 2017b; FANG et al., 2017; PAN et al., 2016).

A AE e a categoria DAE apresentam semelhanças em seu cerne, já que ambas levantam o acúmulo de energia através do sistema como um indicador de impacto. Segundo Frischknecht et al. (2015) a categoria de impacto DAE quantifica o conteúdo energético de diferentes recursos assim que eles cruzam a fronteira entre a biosfera e a tecnosfera. Os fatores de caracterização são baseados em um conceito claramente definido (poder calorífico). Já a AE, uma metodologia de abordagem *upstream*, leva em conta não somente a transição da energia entre biosfera e tecnosfera, mas toma um caminho mais amplo, avaliando aspectos e impactos ambientais desde a formação natural dos recursos (BROWN; ULGIATI, 2016; ODUM, 1996). Assim, a AE constitui uma abordagem metodológica mais ampla para a avaliação dos impactos ambientais de sistemas de produto e serviço por meio do acúmulo de energia. Adicionalmente, os diferentes índices energéticos podem ser utilizados para criar pontos de discussão baseados no índice único entregue pela AE, fazendo contraponto a uma das críticas mais comuns à DAE, relacionada à interpretação limitada dos impactos ambientais do sistema estudado por meio do valor único entregue. Ainda, Frischknecht et al. (2015) argumentam que a similaridade desta categoria com a categoria de DRF implica que a DAE é um indicador do impacto ambiental do ciclo de vida, em vez de representar resultados reais do impacto ambiental relacionado aos dados do ICV. Caso o praticante vise analisar a energia que permeia um sistema, a AE, mais robusta e amplamente praticada, evidencia melhor os impactos ambientais de sistemas de produto por meio da análise de fluxos energéticos.

4.3.1.4 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria DRF

Os resultados da aplicação das metodologias demonstram que o sistema de produto é altamente dependente de recursos não renováveis. Mesmo o Cenário I, o qual seguiu a abordagem de Gala et al. (2015) e Corcelli et al. (2017), ao não avaliar os impactos do EPS no sistema de reciclagem, notou-se por meio dos dois métodos que o sistema de produto exerce forte pressão no ecossistema, especialmente no que tange à extração de recursos fósseis. Essa afirmativa é embasada pelos altos valores encontrados para a categoria de

impacto DRF, e corroborada pelos índices emergéticos, que descrevem um sistema com alta carga ambiental e insustentável a longo prazo. O Cenário II, que apresenta resultados ainda mais negativos, demonstra de forma mais clara a tendência conjunta das metodologias no que tange à avaliação dos impactos do sistema. Este cenário apresenta energia total 59%, e potencial de depleção fóssil 42% maiores que o primeiro cenário. Em adição a esta avaliação, os índices emergéticos indicam um vínculo entre este cenário e a extração de recursos fósseis. Portanto, a partir desta análise conjunta, nota-se que por meio da convergência dos resultados, ambos os métodos são bem equipados para a análise e quantificação da dependência de sistemas produtivos de recursos não renováveis. Como argumentado por Kalmykova et al. (2018), o desacoplamento de processos industriais da extração de recursos fósseis é um dos pontos principais da EC. Dessa forma, ferramentas que possibilitem a avaliação do impacto ambiental de produtos e serviços relacionados à extração de recursos não renováveis contribuem para a avaliação da sustentabilidade de sistemas produtivos. Logo, no que tange à extração de recursos não renováveis, os resultados encontrados contribuem como argumento para a aplicação da ACV e AE na descrição e avaliação de sistemas circulares, atestando a convergência das metodologias neste caso.

4.3.1.5 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria EAD

A relação entre a categoria de impacto EAD e a AE segue a mesma lógica apresentada para a categoria anterior. Essa categoria relaciona sistemas de produto e serviço com seus impactos ambientais indiretos ligados à biosfera. Ela o faz ao avaliar a descarga de nutrientes no solo ou em corpos de água doce e o subsequente aumento nos níveis de nutrientes, isto é, fósforo e nitrogênio. Os impactos ambientais relacionados à categoria EAD seguem uma sequência de impactos ecológicos compensados pelo aumento das emissões de nutrientes na água (P_{eq}), aumentando assim a absorção de nutrientes por diversos organismos, resultando na perda relativa de espécies (RIVM, 2016). A literatura demonstra que a AE é amplamente aplicada na gestão da água, como apresentado na pesquisa de Pulselli et al. (2011), ao calcular a energia de bacias hidrográficas italianas, ou na avaliação ambiental-econômica de sistemas de gestão da água proposta por Lv e Wu (2009). Entretanto, o foco da AE nestes, e em outros trabalhos apresentados em literatura, é avaliar o impacto ambiental da construção e manutenção desses sistemas, desconsiderando os impactos ambientais referentes à qualidade da água. Dessa forma, a ACV se sobressai à AE como método de avaliação de impactos potenciais na ótica da gestão da qualidade da água. Ressalta-se, porém, que o ângulo

de avaliação da AE no que tange sistemas hídricos é de notável importância, uma vez que, como apontado por Pulselli et al. (2011), este método é uma dos poucos capazes de apresentar indicadores para o esforço ambiental necessário para a formação de corpos hídricos, ou seja, por meio da análise dos fluxos de energia que permeiam a natureza, quantitativamente avaliar o gasto energético necessário para formação de rios e lagos, por exemplo. Em relação a sistemas de produto tecnológicos, como a produção do rodapé de EPS, nota-se que os encargos ambientais avaliados pela categoria EAD traduzem o impacto do sistema produtivo em corpos d'água, sendo este um importante indicador a ser utilizado por tomadores de decisão na avaliação do desempenho ambiental do sistema.

4.3.1.6 Análise de convergências entre ACV e AE com base na categoria THC

Outro ponto deficitário na metodologia da AE que pode ser discutido com base nos resultados desta pesquisa é a ausência de indicadores que refletem os danos causados à saúde e à qualidade de vida humana. Esse ponto foi abordado nesse estudo por meio da categoria de impacto THC, que apresentou valores 30% maiores para o sistema retratado pelo Cenário II em comparação com o sistema descrito pelo Cenário I. O fato de que a ACV possibilita ao tomador de decisão avaliar que, por exemplo, a energia elétrica e o EPS virgem são fatores de alta contribuição para o impacto total dessa categoria, demonstra que este método é capaz de extrair informações não somente voltadas ao perfil ambiental do sistema, mas também é capaz de munir tomadores de decisão com informações referentes aos danos do sistema também à saúde humana.

Nota-se ainda que a AE tem seu foco completamente voltado a sistemas ambientais, excluindo a variável humana das avaliações (mesmo que o input “trabalho” seja avaliado na Tabela Emergética, seus resultados são referentes aos encargos ambientais das atividades trabalhistas, não de dispondo informações sobre o impacto do sistema sobre o trabalhador). Dessa forma, o complemento da AE por meio de categorias de impacto como THC indica uma avaliação mais robusta e holística dos sistemas de produto. Além disso, como levantado por Dewulf et al. (2015), a saúde humana é uma preocupação ambiental intersectorial entre meio ambiente e sociedade, sendo que a ACV, por meio de categorias de impacto como THC, contribui para o melhor entendimento entre os *trade-offs* oriundos de sistemas de produto e serviço. Portanto, no que tange a entrega de indicadores que avaliem a saúde humana, nota-se a falta de convergência entre as metodologias, uma vez que a ACV se mostra capaz para ir

além do escopo ambiental abordado pela AE, e apresenta informações relacionadas à saúde humana, que podem ser utilizadas na promoção de políticas públicas e marcos regulatórios.

4.3.1.7 Análise de convergências entre ACV e AE com foco no Cenário I

Discussões mais detalhadas quanto ao processo produtivo da Santa Luzia LTDA. e as relações entre os resultados da ACV e AE podem ser levantadas ao se analisar as cinco etapas do processo produtivo (Cenário I). A Tabela 9 apresenta os resultados conjuntos da AICV e da energia total para a produção do rodapé de EPS reciclado. Ressalta-se que para etapa da análise não são apresentados os índices emergéticos, uma vez que estes são valores agregados voltados ao melhor entendimento do sistema como um todo, não sendo usual, segundo Brown e Ulgiati (1997), seu cálculo para fases separadas do sistema de produto.

Tabela 9 – Resultados da AICV e AE para o Cenário I.

Categoria de Impacto	Unidade	RTD	RTM	RTP	U-III	U-I	Total
AT	kg SO ₂ eq	2.50E-01	1.34E+00	4.40E-01	8.40E-01	9.23E+00	1.21E+01
AG	kg CO ₂ eq	4.93E+01	2.44E+02	1.04E+02	1.69E+02	2.60E+03	3.17E+03
DAE	MJ	2.05E+03	1.17E+04	2.54E+03	5.43E+03	4.45E+04	6.62E+04
DRF	kg Oil eq	4.47E+01	2.55E+02	5.55E+01	1.19E+02	8.75E+02	1.35E+03
EAD	kg P _{eq}	5.00E-03	2.00E-02	2.00E-02	1.80E-02	6.91E-01	7.54E-01
THC	kg 1,4-DCB	9.90E-01	4.90E+00	2.39E+00	3.54E+00	6.47E+01	7.65E+01
Energia total	seJ	1.15E+14	4.62E+14	3.29E+14	4.44E+14	7.27E+15	7.67E+15

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Figura 17 - Resultados da AICV e AE para as fases do Cenário I.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

A fim de melhor explorar os encargos ambientais de cada fase da produção do rodapé de EPS reciclado para o Cenário I, foram elaborados os gráficos presentes na Figura 17. Percebe-se que para ambos os métodos, a maior parte do impacto ambiental do Cenário I concentra-se na U-I, etapa final do sistema. A contribuição das outras etapas varia de acordo com o método de avaliação de impacto analisado. Ressalta-se ainda que as convergências aqui exemplificadas são condizentes somente às categorias de impacto selecionadas, podem haver outras categorias na qual os maiores encargos ambientais sejam encontrados em outras partes do sistema de produto.

A U-I é a fase do sistema mais impactante tanto para a ACV, quanto para a AE. Os impactos ambientais dessa etapa superam em muito os impactos ambientais da cadeia logística, localizados nas fases anteriores do sistema de produto. Como visto na Figura 9 (Seção 4.1), a eletricidade é o maior aspecto impactante do sistema de produto. Assim sendo, este resultado ressalta o fator impactante do consumo de energia elétrica da U-I, que excede o impacto da malha logística envolvida no sistema. O alto consumo energético, aliado com a presença de insumos altamente impactantes, como aditivos e tinta, além da grande massa de papelão necessária para a embalagem dos rodapés, contribuem para esses resultados. A segunda etapa que mais se destaca é a RTM. Isso se dá devido à grande quantidade de EPS triada e acondicionada nesta fase do sistema de produto, sendo que o processo de moagem do EPS apresenta alto impacto devido a seu consumo energético. A terceira etapa mais impactante é a U-III, responsável pelo acondicionamento da massa de EPS que chega a ela, e também do que provêm da RTD. As outras duas etapas apresentam resultados menos expressivos no tocante ao impacto ambiental total do sistema.

De modo geral, nota-se que os resultados encontrados para ambos os métodos de avaliação de impactos ambientais do sistema foram convergentes. Percebem-se alguns desalinhamentos entre os resultados da AICV (levando em conta as categorias de impacto escolhidas) e da AE, que acontecem neste caso, principalmente na avaliação dos impactos ambientais da etapa RTM. Nota-se, portanto, que a entrega do perfil ambiental final do sistema de produto é similar entre as metodologias, entretanto, o peso dado às avaliações intermediárias do sistema diferem. Isso se dá devido aos diferentes aspectos metodológicos de cada abordagem, como a ausência do impacto ambiental relacionada à formação de resíduos pela AE, ou a não contabilização dos processos de formações dos recursos empreendidos pela ACV.

Nota-se que, ao avaliarmos o sistema de produto desenvolvido pela Santa Luzia Ltda., a AE, devido a sua abordagem *upstream* e análise ampla dos aspectos ambientais que

envolvem o sistema, apresenta resultados generalistas. A energia total, aliada aos índices energéticos, descrevem o perfil ambiental dos sistemas de produto de forma abrangente. São fornecidas importantes informações quanto ao impacto da extração de recursos não renováveis, pressão exercida no ecossistema, e sustentabilidade de longo prazo do sistema produtivo. Por outro lado, a ACV, por meio das categorias de impacto, é capaz de aprofundar as análises dos impactos ambientais do sistema e entregar resultados relacionados a impactos ambientais específicos da cadeia produtiva do EPS. O enfoque *downstream* da ACV provê importantes informações quanto a impactos ambientais de forma mais palpável, uma vez que as categorias de impacto são relacionadas a problemas ambientais tangíveis, como as mudanças climáticas (categoria de impacto AG), exaustão de recursos não renováveis (categoria de impacto DRF), dentre outras.

No que tange à EC, nota-se que o alinhamento entre a ACV e a AE proporciona análise abrangente do perfil ambiental do sistema. Ao levantar discussões quanto aos gargalos ambientais que podem ser abordados para promover melhor desempenho ambiental frente ao uso de recursos e energia, e avaliar sistematicamente a pressão exercida pelo sistema de produto ao ecossistema, a aplicação conjunta destas metodologias traça de forma mais completa os pontos que podem ser avaliados com o objetivo de ampliar a performance ambiental, contribuindo para sustentabilidade a longo prazo pelo sistema. Na análise crítica de índices ambientais que podem ser empregados na avaliação de sistemas circulares feita por Elia et al. (2017), a aplicação conjunta dessas metodologias promove a quantificação direta dos principais aspectos ambientais gerais relacionados a sistemas produtivos, como: recursos naturais, energia (renovável e não renovável), perda de material, e emissões atmosféricas. Essa afirmativa corrobora o argumento de que a aplicação paralela da ACV e AE contribui para uma análise mais abrangente do sistema, assim como sua descrição de seus principais gargalos e ineficiências.

Com base em todos os pontos previamente discutidos, foi possível levantar alguns dos principais critérios que caracterizam as convergências entre as metodologias aqui estudadas. Um quadro comparativo é apresentado na próxima seção, a fim de compilar estes resultados.

4.3.2 Comparação entre ACV e AE

Visando sintetizar as observações feitas neste trabalho quanto aos principais pontos de discrepância e alinhamento entre as metodologias aplicadas, o Quadro 4 foi elaborado. Nele, 12 critérios são apresentados, e, em seguida, são abordados em sub tópicos específicos.

Quadro 4 - Quadro comparativo entre ACV e AE.

	ACV	AE
Objetivo	Avaliar os potenciais impactos ambientais do ciclo de vida de produtos/serviços quanto ao consumo de recursos e emissão de poluentes ao ar, água e solo.	Avaliar o uso de recursos naturais de forma holística por meio da contabilização da memória de fluxos energéticos relacionados a produtos/serviços.
Conceitos principais	Ciclo de vida, UF, Categorias de Impacto.	Ciclo de vida, Emergia, UEV, GEB.
Normatização	Normas ISO 14040 e ISO 14044.	Não há normas, praticantes seguem a metodologia desenvolvida por Odum (1996).
Fronteiras do sistema	“Do berço ao portão”, “do portão ao portão” ou “do berço ao túmulo”. Foco na escala micro.	“Do berço ao portão”. Foco pode ir da micro- à macroescala.
Unidades	Diferentes unidades, dependendo das categorias de impacto escolhidas (ex: CO _{2eq} , m ³ , MJ).	seJ/J, seJ/kg, ou seJ/\$. Análise com base única (emergia).
Coleta de dados	Coleta de dados referente a entradas e saídas dos processos unitários do sistema. Coleta <i>in loco</i> ou utilização de base de dados (ex:ecoinvent).	Coleta de dados referente a entradas de recursos da tecnosfera ou biosfera. Não há base de dados única. Coleta baseada em principalmente em publicações científicas.
Indicadores	Categorias de Impacto (<i>midpoint</i> ou <i>endpoint</i>).	Indicadores emergéticos (EYR, ELR, ESI, etc.).
Ferramentas de cálculo	Softwares específicos (ex: openLCA, SimaPro).	Tabela emergética.
Representação gráfica	Não há representação gráfica padronizada. Comumente fluxogramas representando as entradas e saídas de processos são utilizados.	Diagrama emergético.
Comunicação de resultados	Conclusões e recomendações feitas a tomadores de decisão com base nos resultados da AICV referente a impactos relacionados a compartimentos ambientais (ar, solo, água, etc.). Recomendações presentes na ISO 14044.	Conclusões e recomendações feitas a tomadores de decisão com base nos resultados dos índices emergéticos referente a sustentabilidade geral do sistema. Não há normatização.
Alocação	Diferentes critérios de alocação (massa, energia, preço, etc.). <i>Cut-off</i> ou expansão de sistema.	De acordo com álgebra emergética. Não é permitido processos de saída múltipla, apenas no caso de <i>splits</i> .
Abordagem	<i>Downstream</i> . Orientada ao usuário/humanidade.	<i>Upstream</i> . Orientada ao doador/natureza.

Fonte: Elaborado pelo autor (2019), adaptado de Patterson et al. (2017) e Rugani e Benetto (2012).

4.3.2.1 *Objetivo*

As metodologias analisadas apresentam objetivo geral convergente: contabilizar os impactos ambientais de sistemas de produto e/ou serviços. Entretanto, o caminho tomado para a aferição destes resultados, mesmo que baseado no Pensamento de Ciclo de Vida em ambos os casos, é fundamentalmente diferente. A AE visa a calcular o trabalho ambiental envolvido na produção de produtos e serviços por meio da quantificação dos fluxos de energia que permeiam o sistema (RUGANI; BENETTO, 2012), apresentando uma análise holística e agregadora da sustentabilidade do sistema (PATTERSON et al., 2017). Por outro lado, a ACV se baseia no Pensamento de Ciclo de Vida para examinar os impactos do sistema de produto de forma segmentadora, avaliando as potenciais repercussões do sistema em relação aos compartimentos ambientais (ar, água e solo) ao contabilizar as emissões ocorridas (BROWN et al., 2012).

Assim sendo, a ACV e a AE são dois caminhos distintos para a avaliação de impactos ambientais potenciais de sistemas de produto, não diferindo essencialmente em seus objetivos gerais.

4.3.2.2 *Conceitos principais*

Como apresentado no Quadro 4, o conceito de Pensamento de Ciclo de vida é comum para a ACV e AE, uma vez que ambos métodos abordam as diferentes fases relacionadas aos sistemas de produto e serviço. Além disso, esta convergência de conceitos principais é o que possibilita a comparação entre as abordagens como apresentado nos estudos de Patterson et al. (2017), Rugani e Benetto (2012), e Wang et al. (2015).

No que tange à ACV, diversos são os conceitos relacionados à aplicação deste método de avaliação de impactos. Entretanto, como apontado pelo relatório “*Guidelines for Life-Cycle Assessment: A “Code of Practice”*” (SETAC, 1993), que traçou as primeiras regras gerais para a aplicação da ACV, a escolha de uma UF coerente e quantificável é o ponto de partida de qualquer estudo de ACV, sendo que a confiabilidade dos resultados depende diretamente da escolha de uma UF adequada. Ainda, uma vez que esta metodologia visa comunicar resultados referentes aos impactos avaliados, o entendimento dos meios tomados para esta análise é essencial. Assim sendo, o conceito de categorias de impacto é de suma importância para a compreensão de um estudo de ACV, sendo que a interpretação destes resultados gera a identificação de gargalos e recomendações relacionadas ao sistema de produto.

Em relação à AE, os conceitos de emergia, UEV, e GEB foram destacados no Quadro 4. Estes termos foram postulados por Odum (1996) ao construir a teoria emergética, e fundamentam esta metodologia. Estes conceitos estão internamente ligados e traçam o panorama teórico necessário para o entendimento dos resultados desta análise (emergia total e índices emergéticos).

4.3.2.3 Normatização

A normatização dos métodos é uma das maiores discordâncias entre ACV e AE. A primeira é uma metodologia internacionalmente normatizada por meio de uma instituição internacional, e apresenta duas normas que regulam sua estrutura e requisitos, além de fornecer orientações gerais (ISO 14040 e 14044). A segunda, por sua vez se baseia na teoria emergética desenvolvida por Odum (1996), e posteriormente especialistas na área, como Brown e Ulgiati (2010, 2016), que por mais de uma vez recalcularam a *GEB*, base de todos os cálculos emergéticos. Não há indícios de possível normatização do método.

Para Patterson et al. (2017), a diferença de normatização entre metodologias de contabilidade ambiental, como ACV e AE, é o principal impeditivo para seu uso em paralelo e comparação de resultados, sendo que praticantes devem se atentar às qualidades de cada metodologia ao aplicarem diferentes abordagens a um mesmo sistema de produto. Nota-se ainda que a normatização da ACV pode ser entendida como uma vantagem em comparação com a AE, que propulsiona seu uso em meios empresariais e industriais, fornecendo maior confiabilidade do estudo a tomadores de decisão.

4.3.2.4 Fronteiras do sistema

Por definição, a AE visa contabilizar processos naturais em larga escala (global e regional), levando em conta desde os processos atmosféricos, até precipitação e erosão do solo (CAMPBELL, 2001; ODUM, 1996). Ao aplicar esta abordagem a um sistema de produto, nota-se que a AE abrange sempre fronteiras “do berço ao portão” (RUGANI; BENETTO, 2012), podendo atender desde a fronteira micro à macro. O enquadramento da AE é capaz de compilar grande volume de informações, ao mesmo tempo que dá enfoque na formação e extração dos recursos naturais. Essa possibilidade de agregar grande quantidade de dados em uma única análise caracteriza a AE como uma metodologia adequada para o estudo de sistemas de larga escala (macro). Ainda, um fator da AE que se sobressai à ACV é a

possibilidade de introdução de itens e aspetos relacionados a contextos humanos às fronteiras analisadas, como a contabilização de trabalho e serviços empregados no sistema de produto em questão, não abordados pela ACV.

Em contrapartida, a ACV pode ser aplicada para diferentes fronteiras (“do berço ao portão”, “do portão ao portão” ou “do berço ao túmulo”), dependendo do objetivo e escopo do estudo (ISO, 2006b). A possibilidade de abordar um espectro maior de fronteiras de sistema se dá devido às características *downstream* da ACV, que foca em contabilizar os impactos ambientais produtos e serviços que requeridos por sistemas econômicos (RUGANI; BENETTO, 2012). Dessa maneira, este método de avaliação de impactos ambientais melhor atende a escalas micro (voltadas a produtos e serviços) (DESCHAMPS et al., 2018; SCHREIBER et al., 2019).

De forma geral, as metodologias convergem em analisar as diferentes fases do sistema de produto, uma vez que são baseadas no Pensamento de Ciclo de Vida, podendo até apresentar a mesma fronteira (“Do berço ao portão”, como no estudo de caso aqui analisado). Entretanto, a ACV é capaz de tratar fronteiras de sistema com outras abrangências não possíveis pela AE. Um exemplo é a abordagem “Do berço ao túmulo”, não possível de ser retratada pela AE, uma vez que não há resíduos perante a teoria emergética, sendo que os fluxos emergéticos fluem ou são estocados em sistemas continuamente (BROWN et al., 2012; ODUM, 1996). Isto posto, a escolha entre a aplicação da ACV ou AE na contabilização dos impactos ambientais de um sistema de produto é fortemente influenciada pela fronteira do sistema estudado.

4.3.2.5 Unidades

A diferença entre as unidades utilizadas na comunicação dos resultados da ACV e AE é ponto central da discussão entre as possíveis convergências entre as metodologias, como apontado pelos trabalhos de Rugani e Benetto (2012) e Patterson et al. (2017). A discussão não se dá referente às unidades em si, mas sim em relação ao caráter multifacetário dos resultados da ACV em comparação com o indicador único apresentado pela AE. Os resultados quantitativos da primeira dependem das categorias de impacto selecionadas, de forma que cada categoria de impacto apresenta unidades e fatores de caracterização específicos (ex: CO_{2eq}, P_{eq}, m³), e retratam as emissões de poluentes ao ar, água e solo. Já a segunda metodologia funciona de forma agregadora, compilando todas as informações referentes ao impacto ambiental do sistema em um indicador único – energia, contabilizada em seJ. Este

indicador pode ser então desdobrado em índices de desempenho (EYR, ELR, ESI) que visam melhor comunicar as repercussões ambientais das atividades avaliadas. Ainda, na teoria emergética, o cálculo das UEV pode ser feito em relação a quantidades unitárias de energia (J), massa (kg) ou até valor econômico (comumente usa-se o dólar (\$)).

Segundo Patterson et al., (2017), uma das maiores dificuldades em trabalhar com diferentes métodos de contabilidade ambiental provêm da comparação de seus resultados, que não pode ser feita de forma quantitativa devido à incompatibilidade das unidades dos resultados, dando espaço para interpretações infundadas por parte do praticante. Dessa forma, o uso da ACV e AE para um mesmo sistema de produto deve ocorrer com a devida cautela em relação aos procedimentos metodológicos específicos de cada método, visando a coerente interpretação dos resultados provenientes das análises, mesmo que estes estejam em bases unitárias diferentes.

4.3.2.6 Coleta de dados

A coleta de dados para a ACV é feita durante a fase do ICV, onde dados primários ou secundários referentes aos processos produtivos do sistema são coletados e organizados. A coleta de dados tem carácter discriminatório, e visa especificar detalhadamente as entradas e saídas de cada processo produtivo. A AE, por outro lado, tem um carácter agregador na coleta e tratamento de dados. Isso se dá devido à como comumente são estruturadas as tabelas emergéticas, que analisam o sistema de forma ampla e relacionam a UEV de cada aspecto ambiental com sua massa ou energia total empregada no sistema. Isto posto, a literatura emergética não costuma separar as entradas e saídas de cada processo produtivo, como de praxe na ACV. A abordagem mais próxima se dá quando, a fim de destacar a diferença entre o fluxo emergético de diferentes fases do sistema produtivos, essas são diferenciadas em subtópicos de uma tabela emergética geral (FANG et al., 2017; WANG et al., 2014), ou dispostas em tabelas emergéticas separadas (AGOSTINHO et al., 2019; CORCELLI et al., 2017), como apresentado neste trabalho (Tabelas 4, 5 e 6, referentes ao Cenário I).

Todavia, a maior convergência entre as metodologias no que tange à este tópico ocorre no uso conjunto do ICV como ferramenta de coleta de dados em estudos que analisam o mesmo sistema por meio da ACV e AE (BROWN et al., 2012; NICCOLUCCI et al., 2009; WANG et al., 2015), ou até o uso estrito da estrutura do ICV em estudos de energia (ALMEIDA et al., 2017). À vista disto, nota-se que ambas as metodologias necessitam de um procedimento estruturado de coleta de dados que abrange todo o ciclo de vida do produto, e

uma vez que a AE não apresenta estrutura normatizada para a angariação de informações, nem base de dados específicas, se apoiando principalmente na literatura específica, a estrutura do ICV pode ser utilizada a fim de melhor gerir a coleta de dados.

4.3.2.7 Indicadores

A ACV e a AE utilizam indicadores distintos. A primeira apresenta múltiplos indicadores, as categorias de impacto, sendo que a escolha de quais categorias serão avaliadas cabe ao praticante. Já a segunda é baseada em um indicador único, a emergia. Segundo a ISO 14040 (2006), categorias de impacto são classes que representam questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do ICV podem ser associados. Em comparação com a AE, as categorias de impacto demonstram uma forma multifacetária de avaliar o impacto de um sistema, diferente da abordagem da AE, concentrada em uma única base. A AE ainda apresenta índices emergéticos, que relacionam a emergia calculada com a quantidade aferida dos aspectos ambientais presentes no sistema, visando abordar o desempenho ambiental do sistema. Entretanto, ao avaliarmos as convergências metodológicas entre ACV e AE, os indicadores apresentados por cada uma não é ponto central da discussão. Como defendido por Patterson et al. (2017), diferentes metodologias de contabilidade ambiental naturalmente apresentaram diferentes métodos e indicadores, sendo que as convergências entre os mesmos se dão em esfera metodológica, e é imperativo o entendimento da base teórica por trás de cada abordagem a fim de avaliar sistemas de produto e serviço com clareza.

4.3.2.8 Ferramentas de cálculo

As ferramentas de cálculo da ACV e AE se diferem fundamentalmente. Por um lado, devido a sua ampla aplicação, foram desenvolvidos diversos softwares específicos (ex: openLCA, SimaPro, GaBi), responsáveis por automatizar a fase do AICV. Já os cálculos emergéticos se baseiam, em geral, na construções de tabelas genéricas para a contabilização da emergia total e índices emergéticos. Rugani e Benetto (2012) relatam a existência do software EmSim, desenvolvido por Valyi e Ortega (2004). Entretanto, ao se analisar a literatura emergética, todos os estudos em que este trabalho se baseou apresentam o preenchimento de tabelas emergéticas clássicas.

4.3.2.9 Representação gráfica

A representação gráfica do sistema de produto para as metodologias aqui abordadas é outro ponto de divergência, uma vez que uma apresenta um método característico para representar os fluxos de materiais e energia que permeiam os processos produtivos. Por mais que seja uma metodologia normatizada, a ACV não apresenta padrão regulamentado para a representação gráfica das interações entre fluxos e processos do sistema analisado. A ISO 14044 (2006) dá recomendações gerais para este procedimento ao declarar que “é útil descrever o sistema usando um fluxograma de processo que mostre os processos elementares e suas inter-relações”. Entretanto, não há forma gráfica normatizada para tal. Em contrapartida, a teoria emergética desenvolvida por Odum (1996) descreve a construção do Diagrama Emergético como a primeira fase da AE, e o estabelece como fase obrigatória para o desenvolvimento de um estudo emergético. Ainda, como apresentado pelo Quadro 1 (Secção 2.3.2 deste texto), a AE apresenta simbologia e metodologia própria para a representação gráfica de sistemas analisados. Assim sendo, comparação com a ACV, a AE dá maiores diretrizes para a ilustração dos processos e fluxos a serem avaliados em comparação com a ACV, mesmo sendo uma metodologia que não normatizada.

4.3.2.10 Comunicação de resultados

De acordo com Almeida et al. (2017), membros das comunidades científicas e industriais buscam amplo consenso no processo de tomada de decisão, e para tal, selecionam indicadores que facilitem decisões voltadas a questões ambientais. Neste contexto, nota-se que há preferência por métodos que forneçam decisões rápidas e confiáveis. Em ambas abordagens aqui analisadas, assim como na maioria dos métodos de contabilidade de impactos ambientais, a comunicação dos resultados é feita por meio da interpretação dos indicadores de cada metodologia (PATTERSON et al., 2017).

A AE visa fornecer indicadores de cálculo e interpretação simples com base em um forte modelo científico (ALMEIDA et al., 2017). De acordo com Geng et al. (2010), a comunicação dos resultados da AE se dá de forma benéfica a tomadores de decisão, uma vez que o conjunto de índices emergéticos provê informações valiosas no que tange ao desempenho, dinâmica e sustentabilidade do sistema. Ainda, os autores afirmam que a aplicação da AE facilita o processo analítico de comparação entre sistemas de produto, devido à expressão dos resultados em uma base comum (energia). Uma abordagem oposta é

apresentada pela ACV, que comunica os resultados da avaliação dos impactos ambientais dos sistemas de acordo com interpretação do AICV, baseado em categorias de impacto. Segundo a ISO 14044 (2006b), a seleção das categorias utilizadas deve refletir um conjunto abrangente de questões ambientais relacionadas ao sistema de produto em estudo, levando em consideração o objetivo e escopo analisado. Dessa forma, a ACV apresenta resultados multifacetários, guiados pela norma, e que atendem problemas reais relacionados aos compartimentos ambientais (DESCHAMPS et al., 2018). Como argumentado por Wang et al. (2015), o uso de categorias de impacto beneficia a identificação da emissão de poluentes que podem vir a comprometer o funcionamento ecossistemas. A comunicação de resultados direcionada a problemas ambientais atuais é um ponto forte da ACV, sendo que este método vem sendo utilizado na exploração de temas emergentes, como EC (GIORGI et al., 2019; NIERO; KALBAR, 2019) ou as fronteiras planetárias (VARGAS-GONZALEZ et al., 2019).

Frente aos argumentos levantados, ao compararmos a abrangência que os métodos analisados tomaram, nota-se que devido a sua ampla aplicação, normatização, e relação com problemas ambientais comumente tratados atualmente, a ACV leva vantagem sobre a AE no que tange à comunicação de seus resultados, uma vez que tomadores de decisão são mais familiarizados com esta metodologia.

4.3.2.11 Alocação

Comumente processos produtivos resultam na formação de co-produtos, fazendo necessário a aplicação de procedimentos e alocação para a avaliação dos impactos ambientais do sistema de produto. No entanto, a ACV e AE tratam a alocação de formas diferentes. As normas ISO 14040 (2006a) e 14044 (2006b) dão diretrizes para os processos de alocação na ACV, mas afirmam que sempre que possível, este procedimento deve ser evitado. Diferentes critérios podem ser escolhidos para a alocação de co-produtos para esta metodologia (massa, preço, etc.), sendo que esta pode ser aplicada por meio da expansão de sistema ou *cut-off*. Em contraponto, a teoria emergética não apresenta forma para tratar com a alocação. Mesmo que uma ideia inicial tenha sido defendida por Odum (1996), este tema tem sido abordado amplamente em literatura, sendo que diferentes abordagens vem sendo defendidas (CAO; FENG, 2008; GALA et al., 2015). O procedimento de alocação mais recentemente apoiado pela comunidade científica é o desenvolvido por Gala et al. (2015) em concordância com as pesquisas de Ulgiati (2004), e aplicado no estudo de caso do sistema de produto da Santa Luzia apresentado neste trabalho. Essa abordagem, no intuito de evitar dupla contagem dos

fluxo emergéticos, propões que fluxos emergéticos de coprodutos e de fluxos de retorno não sejam contabilizados na AE, uma vez que a emergia neles contida já foi contabilizada anteriormente pelo processo. Caso diferente é feito para *splits*, que são fluxos emergéticos de uma mesma origem, mas que diferentemente de coprodutos, tem as mesmas características físico-químicas. Neste caso, a soma da emergia dos fluxos emergéticos originários de um *split* deve ser igual à emergia do fluxo anterior, não havendo mudança na qualidade ou quantidade de energia aplicada (ODUM, 1996; RUGANI; BENETTO. 2012). Isto posto, a alocação é mais um ponto de diferença metodológica entre ACV e AE que deve ser levado em conta ao se aplicar estas metodologias na contabilização de impactos ambientais de sistemas produtivos.

4.3.2.12 Abordagem

Como apresentado no corpo deste trabalho, uma das principais discussões ao se tratar paralelamente de ACV e AE se refere à abordagem, ou perspectiva, adotada por cada metodologia. A primeira é uma metodologia tem uma perspectiva orientada para o usuário, que avalia os recursos diretamente solicitados por processos produtivos (através de mecanismos de mercado), e quantifica os impactos ambientais gerados pelas emissões de poluentes (PAN et al., 2019a; RUGANI; BENETTO, 2012). Essa abordagem pode ser enquadrada como *downstream*, que, como previamente discutido, provê informações quanto aos impactos das emissões e processos cascata gerados pelas atividades do sistema de produto estudado com foco no sistema de produto e suas consequências (ULGIATI et al., 2006). Por outro lado, a AE é adota uma orientação voltada ao doador (capital natural), analisando os sistemas naturais antes e independentemente da intervenção humana, para então avaliar a contribuição do capital natural para a manutenção dos processos produtivos (CHEN et al., 2017a; ODUM, 1996). Dessa forma, AE tem uma perspectiva *upstream*, ou seja, avalia os aspectos e impactos ambientais desde a formação dos recursos naturais (BROWN; ULGIATI, 2016).

Por mais que essa dissemelhança possa ser considerada como uma divergência entre as metodologias, ressalta-se que estas abordagens são perspectivas diferentes de analisar o ciclo de vida de um produto ou serviço, como se cada metodologia se concentra-se em lados opostos de um mesmo espectro, mas que por fim, tem o objetivo comum de avaliar os impactos do ciclo de vida de um sistema de produto. Esta distinção de foco na análise é vista como uma das principais vantagens em se aplicar paralelamente a ACV e AE. Trabalhos como

o de Kursun et al. (2015), Niccolucci et al. (2009), e Wang et al. (2015) abordam o uso conjunto destas metodologias visando somar a abordagem *downstream* da ACV com a abordagem *upstream* da AE, demonstrando o potencial conjuntos da aplicação destes métodos. Ainda, alguns pesquisadores, como Falahi e Avami (2019) e Liu et al. (2019b), propuseram modelos híbridos entre ACV e AE a fim de angariar informações de ambas as abordagens. Dessa forma, munido conhecimento apropriado sobre as estas metodologias, o praticante pode se beneficiar do uso associado destas metodologias, e apresentar resultados mais robustos.

4.3.3 Recomendações para a escolha entre ACV e AE

Com base na análise crítica e o quadro comparativo entre as metodologias, apresentados nos tópicos anteriores, que visaram analisar os principais pontos de convergência entre a ACV e a AE, pôde-se traçar recomendações para a aplicação destas metodologias no tocante à avaliação do desempenho ambiental de sistemas de produto.

Ao se analisar a AE perante os resultados previamente discutidos, nota-se que esta metodologia fornece informações gerais sobre a sustentabilidade do sistema, seu desempenho ambiental, carga ambiental relacionada com a extração de recursos naturais, e quantifica a relação entre insumos não renováveis e renováveis. Devido a sua capacidade de agregar grandes volumes de dados em uma única análise, esta metodologia é melhor aplicada para a avaliação dos impactos ambientais de sistemas de grande escala (meso e macro), como parques industriais (FANG et al., 2017; PAN et al., 2016) sub-regiões (AGOSTINHO et al., 2019), cidades (CHEN et al., 2017b; NEMATCHOUA et al., 2020), e até países (GENG et al., 2013). Esta afirmação corrobora com as pesquisas de Meillaud et al. (2005) e Rugani e Benneto (2012). Ressalta-se que também existem diversos estudos que aplicam a AE para avaliar o desempenho ambiental de produtos (nível micro), como é o caso das pesquisas de Almeida et al. (2010), Corcelli et al. (2017), Pan e Li (2016). Entretanto, em comparação com a ACV, a comunicação dos resultados referentes aos impactos ambientais da produção de bens e serviço se torna de difícil entendimento por parte de tomadores de decisão, devido à não familiaridade com os conceitos abordados pela AE. Por outro lado, a ACV, por ser uma metodologia normatizada e internacionalmente utilizada, facilita a interpretação e tomada de decisão neste caso. Ainda, devido à atenção dada pelo metodologia a fluxos e aspectos presentes no ciclo biológico (contabilização da energia proveniente da irradiação solar, chuva, etc.), recomenda-se a aplicação da AE para o estudo de sistemas inseridos neste

contexto, como as pesquisas desempenhadas por Agostinho et al. (2019), Liu et al., (2019a) ou Wang et al. (2015).

Ao se explorar o histórico da ACV, nota-se este é um método de contabilidade ambiental bem estabelecido em diferentes âmbitos, havendo amplo consenso quanto ao uso desta técnica tanto na comunidade científica, quanto em meios industriais (ZANGHELINI et al., 2016). Patterson et al. (2017) afirma ainda que, dentre os métodos de avaliação de impacto ambiental de sistemas de produto, a ACV se destaca como uma das opções com maior rigor metodológico e aceitação por usuários finais. Isto ocorre, principalmente, pela normatização do método por meio das normas ISO 14040 (2006a) e ISO 14044 (2006b), responsável por trazer maior confiabilidade à metodologia. Desta forma, com base nos resultados desta pesquisa, recomenda-se a ACV para a avaliação ambiental de sistemas de produto e serviço, principalmente com o intuito de compreender as consequências ambientais da produção de um determinado bem (nível micro). Esta recomendação se dá, principalmente, pelo rigor científico, aliado com a maior compreensibilidade dos resultados por tomadores de decisão. Ressalta-se que a busca por melhores métodos de se comunicar os resultados de uma ACV é uma discussão atual, como apontada por Galindro et al. (2019), porém, em comparação com a AE, esta metodologia promove melhor entendimento por parte de usuários finais e tomadores de decisão. Vasta literatura apoia esta escolha (DESCHAMPS et al., 2018; GIORGI et al. 2019; KULCZYCKA; SMOL, 2016), principalmente no que tange na avaliação de cenários relacionados com temas ambientais emergentes, como a EC (ELIA et al., 2017; SENÁN-SALINAS et al., 2019). A fim de melhor destacar as principais vantagens e desvantagens do uso de cada método, elaborou-se o Quadro 5, apresentado a seguir.

De acordo com as informações dispostas nos Quadros 4 e 5, e também diante dos outros resultados previamente apresentados, caso necessário a escolha entre qual metodologia e contabilidade ambiental a ser empregada para a análise de um sistema de produto (assim como o case Santa Luzia LTDA), este trabalho recomenda a utilização preferencial ACV na avaliação dos potenciais impactos ambientais. Esta recomendação se baseia, principalmente, nas vantagens provenientes da normatização e melhor comunicação final dos resultados, uma vez que tanto a AE quanto a ACV visam dispor informações para uma melhor tomada de decisão. Caso específico se faz no tocante a grandes sistemas, como parques industriais e cidades. Nestas situações a AE se torna uma opção válida, capaz de agregar grande quantidade de informações, e apresentar indicadores holísticos para o melhor entendimento das dinâmicas ambientais destes sistemas.

Quadro 5 - Principais vantagens e desvantagens da aplicação ACV e AE

	ACV	AE
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> • Normatização; • Resultados baseados em problemas ambientais reais; • Categorias de impacto aprestadas em unidades de uso cotidiano (m^3, CO_{2eq}, P_{eq}, etc.); • Identificação de gargalos e <i>trade-offs</i> do sistema; • Identifica danos potenciais à saúde humana; • Identifica a geração de resíduos; • Possibilita análises “do berço ao portão”, “do portão ao portão” ou “do berço ao túmulo”); • Existência de bases de dados e softwares específicos; • Amplamente difundida em meios acadêmicos e industriais. 	<ul style="list-style-type: none"> • Resultados em base única (seJ) viabilizam análise de grandes escopos (meso e macro); • Quantifica insumos renováveis e não renováveis; • Avalia a sustentabilidade a longo prazo do sistema; • Possibilita o cálculo de impacto ambiental derivado do trabalho humano; • Avalia serviços ambientais envolvidos na formação dos recursos.
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> • Alta dependência das escolhas do praticante (categorias de impacto, método de AICV, alocação, etc.); • Não contabiliza os serviços ambientais de formação dos recursos naturais; • Não contabiliza o impacto ambiental derivado do trabalho humano. • Bases de dados de acesso privado e pago 	<ul style="list-style-type: none"> • Dificuldade na comunicação dos resultados devido à grande agregação de informações; • Capaz de analisar somente “do berço ao portão”; • Incerteza atrelada à escolha das UEVs; • Inexistência de base de dados específica; • Não avalia a formação de resíduos.

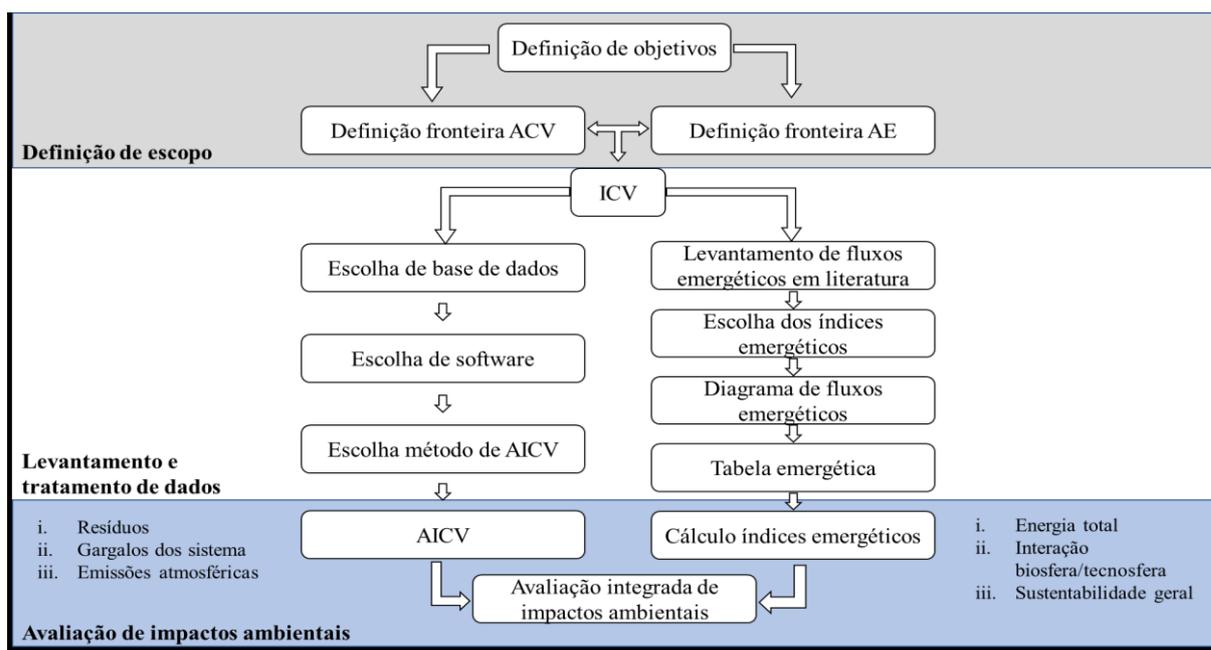
Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Entretanto, um terceiro caso tem cada vez mais ganhado espaço perante a comunidade científica, sendo este a aplicação conjunta da ACV e AE (GRÖNLUND, 2019; SALEEM et al., 2018; WANG et al., 2014), ou até o desenvolvimento de metodologias híbridas entre elas (FALAHI; AVAMI, 2019; LIU et al., 2019b). Em geral, a literatura justifica o uso síncrono de tais métodos com base em alguns principais argumentos: i) avaliação mais ampla do sistema, ao concomitantemente empregar abordagens *upstream* and *downstream*; ii) o uso comum do ICV em ambos os métodos, facilitando o processo de cálculo; iii) resultados capazes de tratar tanto os principais gargalos do sistema (ACV), quanto discorrer sobre sua sustentabilidade geral a longo prazo e real impacto da extração de recursos (AE).

Dessa forma, esta pesquisa corrobora com os argumentos levantados por estes autores, uma vez que o uso paralelo destes métodos de contabilidade ambiental é uma opção para a elaboração de análises que se sobressaem às suas desvantagens individuais, dispostas no Quadro 5. Isto posto, caso possível, a aplicação conjunta da AE e ACV é recomendada, sendo esta abordagem permite a avaliação do desempenho ambiental de sistemas de produto e serviço de forma mais abrangente e completa. Esta recomendação visa informar tomadores de decisão de forma mais estruturada e robusta sobre os encargos ambientais do sistema de produto.

Diante disto, a Figura 18 foi elaborada. Nela é apresentado um fluxograma de integração entre ACV e AE, que demonstra o processo de avaliação de impactos ambientais potenciais por meio de sua aplicação paralela.

Figura 18 - Fluxograma de aplicação conjunta da ACV e AE.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Percebe-se que além do objetivo comum de avaliar os potenciais impactos ambientais de sistemas de produto, a ACV e a AE compartilham procedimentos metodológicos. As fases iniciais da ACV, que nas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a; 2006b) são descritas como Definição de Escopo e Objetivos, também condizem com os processos iniciais de execução da AE. Nessa primeira etapa são levantados os objetivos do estudo, definidas as fronteiras do sistema avaliado, e pressupostos são estabelecidos. Ressalta-se que, devido a suas especificidades metodológicas, a AE e a ACV podem ter fronteiras diferentes (por exemplo, a não contabilização de resíduos do sistema pela AE pode implicar em uma fronteira diferente da ACV), sendo que a busca pela aproximação entre elas é recomendada.

O processo de coleta de dados por meio do ICV, característico da ACV, pode ser usado de forma análoga na AE. Dessa forma, os aspectos ambientais e suas respectivas quantidades são utilizadas como dados de entrada em ambas as análises. Após este primeiro levantamento, os dados são então tratados de forma distinta, de acordo com as especificidades de cada método, como evidenciado na Figura 18.

Após a fase seguinte, na qual ocorre processo de cálculo dos potenciais impactos ambientais, o avaliador, ao aplicar a ACV e a AE paralelamente, estará melhor equipado para avaliar os impactos ambientais potenciais do sistema, contando com informações próprias de cada método, como a apresentação dos gargalos ambientais do sistema pela ACV, ou a sustentabilidade geral avaliada pelos índices emergéticos da AE. O cumprimento desse procedimento metodológico simplifica a processo analítico de uso conjunto destes métodos, além de proporcionar a obtenção de avaliação mais ampla do perfil ambiental do sistema.

5. CONCLUSÕES

Esta pesquisa avaliou as particularidades e convergências metodológicas entre a ACV e AE, duas das principais metodologias empregadas no estudo de sistemas circulares. Para tal, foi estudado um sistema de produto operado pela empresa Santa Luzia LTDA. baseado na reciclagem em ciclo aberto de EPS. Com este fim, três objetivos específicos foram traçados e cumpridos.

O primeiro objetivo específico visa a quantificação dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto de EPS reciclado por meio da ACV e AE. Para tanto, dois cenários foram estudados. O Cenário I remete à manufatura do rodapé por meio da reciclagem em ciclo aberto do EPS. O Cenário II descreve a produção do rodapé a partir de matéria prima virgem. Os resultados encontrados por ambas as metodologias evidenciam o melhor desempenho ambiental do Cenário I em comparação com produção a partir de matéria prima virgem. Esta conclusão contribui com discussões referentes à sistemas circulares, uma vez que evidencia, para este caso, os benefícios ambientais de técnicas relacionadas a EC.

O segundo objetivo específico propõe a análise qualitativa das convergências entre os métodos estudados, e foi cumprido por meio da análise crítica dos resultados normalizados internamente da ACV e AE. Por meio desta etapa, conclui-se que a AE fornece uma avaliação do desempenho ambiental geral do sistema, enquanto a ACV possibilita acessar os gargalos ambientais da produção, além de apontar os impactos oriundos das emissões de poluentes, abordar danos à saúde humana, e identificar a geração de resíduos de um sistema de produto.

Por último, o terceiro objetivo específico referiu-se à comparação entre ACV e AE, feita por meio de um quadro comparativo que discutiu doze critérios relacionados à estrutura dos métodos avaliados. Esta etapa da pesquisa possibilitou a identificação das principais particularidades de cada abordagem.

Com base nesses resultados, recomendações para o uso da ACV e AE foram traçadas, visando orientar a tomada de decisão na escolha de qual método se empregar na avaliação de impactos ambientais de sistemas. Foi averiguado que a AE é melhor indicada para a avaliação de sistemas escala meso e macro (parques industriais, cidades, nações) uma vez que é capaz de agregar grande quantidade de dados e dispor informações gerais quanto a seu desempenho ambiental e sustentabilidade a longo prazo. Esta dissertação aponta ainda a ACV como a metodologia mais apta para a avaliação dos potenciais impactos ambientais de produtos e serviços (escala micro). Concluiu-se que a normatização do método, resultados apresentados em relação a questões ambientais relevantes (aquecimento global, depleção de

recursos fósseis, etc.), e a abrangência com que esta é utilizada em meios industriais, facilita sua utilização na avaliação e possível comparação dos encargos ambientais de sistemas produto, fazendo deste método, o mais recomendado para o fornecimento de informações quanto ao desempenho ambiental de atividades produtivas a tomadores de decisão. Dessa forma, visando maior praticidade e compreensão dos resultados comunicados, recomenda-se o uso prioritário da ACV na análise de sistemas produtivos em geral.

Essa pesquisa tem como contexto maior a EC, sendo a reciclagem de materiais e produtos uma das principais técnicas relacionadas a esta temática. Por meio dos resultados encontrados, conclui-se que, o alinhamento do sistema de produto com os princípios da EC é ambientalmente benéfico. Além disso, esses resultados ressaltam o fato de que materiais comumente destinados a aterro sanitário, como é o caso do EPS, podem ser melhor dispostos ao serem tratados por técnicas abordadas pela EC.

A partir deste trabalho, percebe-se que estas técnicas de contabilidade ambiental apresentam convergências significativas na abordagem geral de sistemas, que é feita baseada no pensamento de ciclo de vida, mas divergem enquanto pontos fundamentais para as análises (alocação, indicadores, etc.). Entretanto, esta pesquisa corrobora com a literatura atual ao apontar que essas discrepâncias devem ser entendidas como oportunidades para a avaliação de sistemas produtivos, de forma a permitir análises mais abrangentes e completadas por meio do uso concomitante, e se possível, integrado, da ACV e AE. Por meio da aplicação conjunta destes métodos, a avaliação de dos impactos ambientais potenciais do sistema sobressai as desvantagens individuais de cada metodologia, possibilitando a entrega de resultados mais robustos a tomadores de decisão.

6. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Por fim, recomendações para trabalhos futuros no âmbito da ACV e da AE puderam ser feitas:

- Contabilizar os inputs “trabalho” e “serviços” no procedimento de cálculo da AE;
- Dividir o input “eletricidade” da AE de acordo com a proporção de fontes renováveis e não renováveis da matriz energética brasileira, e aplicar tal proporção no cálculo dos índices energéticos.
- Estudar viabilidade e possível construção de um método único de avaliação de impactos ambientais que combine a ACV e a AE;

7 REFERÊNCIAS

- ACCORSI, R.; MANZINI, R.; FERRARI, E. A comparison of shipping containers from technical, economic and environmental perspectives. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 26, p. 52–59, 1 jan. 2014.
- AGOSTINHO, F.; ALMEIDA, C.; BONILLA, S.; SACOMANO, J.; GIANNETTI, B. Urban solid waste plant treatment in Brazil: Is there a net emergy yield on the recovered materials? **Resources, Conservation and Recycling**, v. 73, p. 143–155, 1 abr. 2013.
- AGOSTINHO, F.; OLIVEIRA, M.; PULSELLI, F.; ALMEIDA, C.; GIANNETTI, B. Emergy accounting as a support for a strategic planning towards a regional sustainable milk production. **Agricultural Systems**, v. 176, p. 102647, 1 nov. 2019.
- AGOSTINHO, F., ORTEGA, E. Energetic-environmental assessment of a scenario for Brazilian cellulosic ethanol. **Journal of Cleaner Production**. v. 47, p. 474–489. 2013.
- ALMEIDA, C.; RODRIGUES, A.; BONILLA, S.; GIANNETTI, B. Emergy as a tool for Ecodesign: evaluating materials selection for beverage packages in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 1, p. 32–43, jan. 2010.
- ALMEIDA, C.; RODRIGUES, A.; AGOSTINHO, F.; GIANNETTI, B. Material selection for environmental responsibility: the case of soft drinks packaging in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, Cleaner production towards a sustainable transition. v. 142, p. 173–179, 20 jan. 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13230**: Embalagens e acondicionamento plásticos recicláveis - Identificação e simbologia. Rio de Janeiro: ABNT, 2008
- AZIZ, N.; HANAFIAH, M. Life cycle analysis of biogas production from anaerobic digestion of palm oil mill effluent. **Renewable Energy**, v. 145, p. 847–857, 1 jan. 2020.
- BAUMANN, H.; TILLMAN, A. **The Hitch hiker's guide to LCA**: An orientation in Life Cycle Assessment methodology and applications. Studentlitteratur AB. 10, julho, 2004.
- BENAVIDES, P.; DUNN, J.; HAN, J.; BIDDY, M.; MARKHAM, J. Exploring Comparative Energy and Environmental Benefits of Virgin, Recycled, and Bio-Derived PET Bottles. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 6, n. 8, p. 9725–9733, 6 ago. 2018.
- BERTOLUCI, G.; LEROY, Y.; OLSSON, A. Exploring the environmental impacts of olive packaging solutions for the European food market. **Journal of Cleaner Production**, v. 64, p. 234–243, 1 fev. 2014.
- BJÖRKLUND, J.; GEBER, U.; RYDBERG, T. Emergy analysis of municipal wastewater treatment and generation of electricity by digestion of sewage sludge. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 31, n. 4, p. 293–316, 1 abr. 2001.
- BLOMSMA, F.; BRENNAN, G. The Emergence of Circular Economy: A New Framing Around Prolonging Resource Productivity. **Journal of Industrial Ecology**, v. 21, n. 3, p. 603–614, 1 jun. 2017.

BRITISH STANDARDS INSTITUTION. **BSI: 8001**: Framework for Implementing the Circular Economy in Organizations - Guide. 2017.

BROWN, M.; BURANAKARN, V. Emergy indices and ratios for sustainable material cycles and recycle options. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 38, n. 1, p. 1–22, 1 abr. 2003.

BROWN, M.; RAUGEI, M.; ULGIATI, S. On boundaries and ‘investments’ in Emergy Synthesis and LCA: A case study on thermal vs. photovoltaic electricity. **Ecological Indicators**, v. 15, n. 1, p. 227–235, 1 abr. 2012.

BROWN, M.; ULGIATI, S. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation. **Ecological Engineering**, v. 9, n. 1, p. 51–69, 1 set. 1997.

BROWN, M.; ULGIATI, S. Updated evaluation of exergy and emergy driving the geobiosphere: A review and refinement of the emergy baseline. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 20, p. 2501–2508, 10 out. 2010.

BURANAKARN V. **Evaluation of recycling and reuse of building materials using the emergy analysis method**. Tese de Doutorado. University of Florida, Gainesville, FL, p. 257. 1998.

BROWN, M.; ULGIATI, S. Assessing the global environmental sources driving the geobiosphere: A revised emergy baseline. **Ecological Modelling**, v. 339, p. 126–132, 10 nov. 2016.

BUENFIL, A. **Emergy Evaluation of Water**. Tese (Doutorado). University of Florida. 2001.

CAMPBELL, D. Emergy Analysis of Human Carrying Capacity and Regional Sustainability: an Example Using the State of Maine. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 51, n. 1, p. 531–569, 1 jun. 1998.

CAMPBELL, D. Proposal for Including What Is Valuable to Ecosystems in Environmental Assessments. **Environmental Science & Technology**, v. 35, n. 14, p. 2867–2873, 1 jul. 2001.

CAO, K.; FENG, X. Distribution of Emergy Indices and Its Application. **Energy & Fuels**, v. 21, n. 3, p. 1717–1723, 1 maio 2007.

CAO, K.; FENG, X. The emergy analysis of loop circuit. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 147, n. 1–3, p. 243–251, dez. 2008.

CASTELLINI, C.; BASTIANONI, S.; GRANAI, C.; BOSCO, A.; BRUETTI, M. Sustainability of poultry production using the emergy approach: Comparison of conventional and organic rearing systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 114, n. 2, p. 343–350, 1 jun. 2006.

CELLA, R. **Reciclagem de espumas semi-rígidas de poliestireno peladissolução em terrenos e secagem em secador de tambor**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2012.

CHEN, W.; HAO, H.; HUGUES, D.; SHI, Y.; CUI, J.; LI, Z. Static and dynamic mechanical properties of expanded polystyrene. **Materials & Design**, v. 69, p. 170–180, 15 mar. 2015.

CHEN, W.; LIU, W.; GENG, Y.; BROWN, M.; GAO, C.; WU, R. Recent progress on emergy research: A bibliometric analysis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 1051–1060, 1 jun. 2017a.

CHEN, W.; ZHONG, S.; GENG, Y.; CHEN, Y.; CUI, X. Emergy based sustainability evaluation for Yunnan Province, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 162, p. 1388–1397, 20 set. 2017b.

CHEN, Y.; CUI, Z.; CUI, X.; LIU, W.; WANG, X.; LI, X.; LI, S. Life cycle assessment of end-of-life treatments of waste plastics in China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 146, p. 348–357, 1 jul. 2019.

CHO, S.-J.; SUNG.; KIM, K.; JUNG, H.; KWON, O.; SEO, Y. Characteristics of products and PCDD/DF emissions from a pyrolysis process of urethane/styrofoam waste from electrical home appliances. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 12, n. 2, p. 98–102, 1 jun. 2010.

COOK, E.; BURLOW, E.; REEVE S.; KOSIOR E.; THOMAS, B.; RIISE, B.; GYSBERS, J. Eliminating Avoidable Plastic Waste by 2042: A use-based approach to decision and policy making. **Resourcing the Future Conference 2018**. London, UK. 2018.

CORCELLI, F.; RIPA, M.; ULGIATI, S. End-of-life treatment of crystalline silicon photovoltaic panels. An emergy-based case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, p. 1129–1142, 10 set. 2017.

DE OLIVEIRA, C.; LUNA, M.; CAMPOS, L. Understanding the Brazilian expanded polystyrene supply chain and its reverse logistics towards circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 235, p. 562–573, 20 out. 2019.

DE SOUZA JUNIOR, H. **Definição de métodos de alocação para a reciclagem em ciclo aberto**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

DESCHAMPS, J.; SIMON, B.; TAGNIT-HAMOU, A.; AMOR, B. Is open-loop recycling the lowest preference in a circular economy? Answering through LCA of glass powder in concrete. **Journal of Cleaner Production**, v. 185, p. 14–22, 1 jun. 2018.

DEWULF, J.; BENINI, L.; MANCINI, L.; SALA, S.; BLENGINI, G. Rethinking the Area of Protection “Natural Resources” in Life Cycle Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 9, p. 5310–5317, 5 maio 2015.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION (EMF), 2013. **Towards the Circular Economy: Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition**. Ellen MacArthur Foundation. Cowes, UK, 2013. 20 p. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/towards-a-circular-economy-business-rationale-for-an-accelerated-transition>>. Acesso em: agosto/2019.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION (EMF), 2016. **The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics provides**. Ellen MacArthur Foundation. Cowes, UK, 2016.

120 p. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/the-new-plastics-economy-rethinking-the-future-of-plastics>>. Acesso em: agosto/2019.

ELIA, V.; GNONI, M. G.; TORNESE, F. Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 2741–2751, 20 jan. 2017.

EUROPEAN COMMISSION/ JOINT RESEARCH CENTRE/ INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY. **Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context** - Based on Existing Environmental Impact Assessment Models and Factor, 2011.

FALAHY, M.; AVAMI, A. Optimization of the municipal solid waste management system using a hybrid life cycle assessment–emergy approach in Tehran. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, 24 set. 2019.

FANG, D.; CHEN, B.; HAYAT, T.; ALSAEDI, A. Emergy evaluation for a low-carbon industrial park. **Journal of Cleaner Production**, Urban ecological infrastructure for healthier cities: governance, management and engineering. v. 163, p. S392–S400, 1 out. 2017.

FERRÁNDIZ-MAS, V.; GARCÍA-ALCOCEL, E. Physical and mechanical characterization of Portland cement mortars made with expanded polystyrene particles addition (EPS). **Materiales de Construcción**, v. 62, n. 308, p. 547–566, 30 dez. 2012.

FRISCHKNECHT, R.; WYSS, F.; BÜSSER, S.; LÜTZKENDORF, T.; BALOUKTSI, M. Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 7, p. 957–969, 1 jul. 2015.

GALA, A.; RAUGEI, M.; RIPA, M.; ULGIATI, S. Dealing with waste products and flows in life cycle assessment and emergy accounting: Methodological overview and synergies. **Ecological Modelling**, Emergy Synthesis 8 ~ Emergy and Environmental Accounting: Theories, Applications, and Methodologies. v. 315, p. 69–76, 10 nov. 2015.

GALINDRO, B.; ZANGHELINI, G.; SOARES, S. Use of benchmarking techniques to improve communication in life cycle assessment: A general review. **Journal of Cleaner Production**, v. 213, p. 143–157, 10 mar. 2019.

GARCÍA-SÁNCHEZ, M.; GÜERECA, L. P. Environmental and social life cycle assessment of urban water systems: The case of Mexico City. **Science of The Total Environment**, v. 693, p. 133464, 25 nov. 2019.

GEBER, U.; BJÖRKLUND, J. The relationship between ecosystem services and purchased input in Swedish wastewater treatment systems — a case study. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 1, p. 39–59, 1 out. 2001.

GENG, Y.; ZHANG, P.; ULGIATI, S.; SARKIS, J. Emergy analysis of an industrial park: The case of Dalian, China. **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 22, p. 5273–5283, 15 out. 2010.

GENG, Y.; SARKIS, J.; ULGIATI, S.; ZHANG, P. Measuring China's Circular Economy. **Science**, v. 339, n. 6127, p. 1526–1527, 29 mar. 2013.

GENG, Y.; SARKIS, J.; ULGIATI, S. Sustainability, well-being, and the circular economy in China and worldwide. **Science**, v. 6278, n. 6278, p. 73–76, 2016.

GHISELLINI, P.; CIALANI, C.; ULGIATI, S. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. **Journal of Cleaner Production**, Towards Post Fossil Carbon Societies: Regenerative and Preventative Eco-Industrial Development. v. 114, p. 11–32, 15 fev. 2016.

GHISELLINI, P.; RIPA, M.; ULGIATI, S. Exploring environmental and economic costs and benefits of a circular economy approach to the construction and demolition sector. A literature review. **Journal of Cleaner Production**, v. 178, p. 618–643, 20 mar. 2018.

GIANNETTI, B.; SEVEGNANI, F.; ALMEIDA, C.; AGOSTINHO, F.; MORENO GARCÍA, R.; LIU, G. Five sector sustainability model: A proposal for assessing sustainability of production systems. **Ecological Modelling**, v. 406, p. 98–108, 24 ago. 2019.

GIORGI, S.; LAVAGNA, M.; CAMPIOLI, A. LCA and LCC as decision-making tools for a sustainable circular building process. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 296, p. 012027, jul. 2019.

GRÖNLUND, S. E. Indicators and methods to assess sustainability of wastewater sludge management in the perspective of two systems ecology models. **Ecological Indicators**, Sven Erik Jørgensen - Memorial Issue. v. 100, p. 45–54, 1 maio 2019.

GUARDIA, G.; AGUILERA, E.; VALLEJO, A.; SANZ-COBONEA, A.; AALONSO-AYUSO, M.; QUEMADA, M. Effective climate change mitigation through cover cropping and integrated fertilization: A global warming potential assessment from a 10-year field experiment. **Journal of Cleaner Production**, v. 241, p. 118307, 20 dez. 2019.

HAAS, W.; KRAUSMANN, F.; WIEDENHOFER, D.; HEINZ, M. How Circular is the Global Economy?: An Assessment of Material Flows, Waste Production, and Recycling in the European Union and the World in 2005. **Journal of Industrial Ecology**, v. 19, n. 5, p. 765–777, 1 out. 2015.

HIJAZI, O.; MUNRO, S.; ZERHUSEN, B.; EFFENBERGER, M. Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 1291–1300, 1 fev. 2016.

HUPPES, G.; VAN OERS, L.; PRETATO, U.; PENNINGTON, D. Weighting environmental effects: Analytic survey with operational evaluation methods and a meta-method. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 7, p. 876–891, 1 ago. 2012.

INDUSTRIA E COMÉRCIO DE MOLDURAS SANTA LUZIA LTDA. (SANTA LUZIA), 2015. **Declaração Ambiental de Produto – Rodapé de Poliestireno Reciclado**. p. 28. 2015.

INDUSTRIA E COMÉRCIO DE MOLDURAS SANTA LUZIA LTDA. (SANTA LUZIA). **Santa Luzia – Quem somos**. Disponível em: <https://www.santaluziamolduras.com.br/quem-somos/santaluzia-75-anos>. Acesso em setembro/2019.

INGRAO, C.; FACCILONGO, N.; DI GIOIA, L.; MESSINEO, A. Food waste recovery into energy in a circular economy perspective: A comprehensive review of aspects related to plant

operation and environmental assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 184, p. 869–892, 20 maio 2018.

INTERNATIONAL STANDARDS ORGANIZATION, **ISO 14040**: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. 2006a.

INTERNATIONAL STANDARDS ORGANIZATION. **ISO 14044**: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines. 2006b.

IPCC, 2013. **Climate Change 2013**: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.

KALMYKOVA, Y.; SADAGOPAN, M.; ROSADO, L. Circular economy – From review of theories and practices to development of implementation tools. **Resources, Conservation and Recycling**, Sustainable Resource Management and the Circular Economy. v. 135, p. 190–201, 1 ago. 2018.

KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. **What a Waste 2.0**: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development. Washington, DC. 2018.

KHARRAZI, A.; KRAINES S.; HOANG, L.; YARIME, M. Advancing quantification methods of sustainability: A critical examination energy, exergy, ecological footprint, and ecological information-based approaches. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 81–89, 1 fev. 2014.

KIRCHHERR, J.; REIKE, D.; HEKKERT, M. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 127, p. 221–232, 1 dez. 2017.

KULCZYCKA, J.; SMOL, M. Environmentally friendly pathways for the evaluation of investment projects using life cycle assessment (LCA) and life cycle cost analysis (LCCA). **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 18, n. 3, p. 829–842, 1 mar. 2016.

KURSUN, B.; BAKSHI, B.; MAHATA, M.; MARTIN, J. Life cycle and energy based design of energy systems in developing countries: Centralized and localized options. **Ecological Modelling**, v. 305, p. 40–53, 10 jun. 2015.

LAUSSELET, C.; CHEREBINI, F.; OREGGIONI, G.; DEL ALAMO, G.; BECIDAN, M. Norwegian Waste-to-Energy: Climate change, circular economy and carbon capture and storage. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 126, p. 50–61, 1 nov. 2017.

LI, D.; WANG, R. Hybrid Energy-LCA (HEML) based metabolic evaluation of urban residential areas: The case of Beijing, China. **Ecological Complexity**, Eco Summit 2007 Special Issue, Part One. v. 6, n. 4, p. 484–493, 1 dez. 2009.

LI, W.; TSE, H.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 333–349, 1 out. 2016.

LIEDER, M.; RASHID, A. Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 115, p. 36–51, 1 mar. 2016.

LITHNER, D.; LARSSON, Å.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 18, p. 3309–3324, 15 ago. 2011.

LIU, W.; WANG, J.; SUN, L.; WANG, T.; LI, C.; CHEN, B. Sustainability evaluation of soybean-corn rotation systems in the Loess Plateau region of Shaanxi, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 210, p. 1229–1237, 10 fev. 2019a.

LIU, Z.; GENG, Y.; WANG, H.; SUN, L.; MA, Z.; TIAN, X.; YU, X. Emergy-based comparative analysis of energy intensity in different industrial systems. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 23, p. 18687–18698, 1 dez. 2015.

LIU, Z.; LIU, W.; ADAMS, W.; XOTE, R.; GENG, Y.; CHEN, S. A hybrid model of LCA and emergy for co-benefits assessment associated with waste and by-product reutilization. **Journal of Cleaner Production**, v. 236, p. 117670, 1 nov. 2019b.

LOU, B.; QIU, Y.; ULGIATI, S. Emergy-based indicators of regional environmental sustainability: A case study in Shanwei, Guangdong, China. **Ecological Indicators**, v. 57, p. 514–524, 1 out. 2015.

LV, C.; WU, Z. Emergy analysis of regional water ecological–economic system. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 703–710, 1 maio 2009.

MARTEN, B.; HICKS, A. Expanded Polystyrene Life Cycle Analysis Literature Review: An Analysis for Different Disposal Scenarios. **Sustainability**, v. 11, n. 1, p. 29–35, 1 fev. 2018.

MCDOWALL, W.; GENG, Y.; HUANG, B.; BARTEKOVÁ, E.; BLEISCHWITZ, R.; TÜRKEILI, S.; KEMP, R.; KEMP, R.; DOMÉNECH, T. Circular Economy Policies in China and Europe. **Journal of Industrial Ecology**, v. 21, n. 3, p. 651–661, 1 jun. 2017.

MEILLAUD, F.; GAY, J.-B.; BROWN, M. Evaluation of a building using the emergy method. **Solar Energy, CISBAT '03: Innovation in Building Envelopes and Environmental Systems**. v. 79, n. 2, p. 204–212, 1 ago. 2005.

MERLIN, G.; BOILEAU, H. Eco-efficiency and entropy generation evaluation based on emergy analysis: Application to two small biogas plants. **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 257–268, 1 fev. 2017.

MEUNIER, N.; CHAUVY, R.; MOUHOUBI, S.; THOMAS, D.; DE WEIRELD, G. Alternative production of methanol from industrial CO₂. **Renewable Energy**, v. 146, p. 1192–1203, 1 fev. 2020.

MUISE, I.; ADAMS, M.; CÔTÉ, R.; PRICE, G. Attitudes to the recovery and recycling of agricultural plastics waste: A case study of Nova Scotia, Canada. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 109, p. 137–145, 1 maio 2016.

NAJMADDIN, D.; CANAKCI, H. Compaction Properties of Sand Mixed with Modified Waste EPS. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 31, n. 1, p. 315–318, 1 fev. 2013.

NAKATANI, J. Life Cycle Inventory Analysis of Recycling: Mathematical and Graphical Frameworks. **Sustainability**, v. 6, n. 9, p. 6158–6169, set. 2014.

NEAD, 2014. **National Environmental Accounting Database**. Disponível em: <<http://www.emergy-nead.com>>. Acessado em: setembro/2019.

NEMATCHOUA, M.; ASADI, S.; REITER, S. A study of life cycle assessment in two old neighbourhoods in Belgium. **Sustainable Cities and Society**, v. 52, p. 101744, 1 jan. 2020.

NESS, D. Sustainable urban infrastructure in China: Towards a Factor 10 improvement in resource productivity through integrated infrastructure systems. **International Journal of Sustainable Development and World Ecology**, v. 15, n. 4, p. 288–301, 2008.

NICCOLUCCI, V.; RUGANI, B.; BASTIANONI, S. **Life Cycle Assessment (LCA) combined with EMergergy evaluation for a better understanding of the environmental aspects associated with a crystal glass supply chain**. . In: ECOSUD 2009. Chianciano Terme, Italy: 22 jun. 2009 Disponível em: <<http://library.witpress.com/viewpaper.asp?pcode=ECO09-022-1>>. Acesso em: 2 out. 2019

NIERO, M.; KALBAR, P. Coupling material circularity indicators and life cycle based indicators: A proposal to advance the assessment of circular economy strategies at the product level. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 140, p. 305–312, 1 jan. 2019.

ODUM, H. **Environmental Accounting. Emergergy and Environmental Decision Making**. [s.l.] John Wiley & Sons, 1996.

ODUM, H. **Emergergy of Global Processes - Folio #2: Handbook of Emergergy Evaluation: A Compendium of Data for Emergergy Computation Issued in a Series of Folios**. Center for Environmental Policy, University of Florida. p. 28. 2000

ÖZKAN, K.; ERGIN, S.; ISIK, S.; ISIKLI, I. A new classification scheme of plastic wastes based upon recycling labels. **Waste Management**, v. 35, p. 29–35, 1 jan. 2015.

PAN, H.; ZHANG, X.; WANG, Y.; QI, Y.; WU, J.; LIN, L.; PENG, H.; QI, H.; YU, H.; ZHANG, Y. Emergergy evaluation of an industrial park in Sichuan Province, China: A modified emerggergy approach and its application. **Journal of Cleaner Production**, v. 135, p. 105–118, 1 nov. 2016.

PAN, H.; GENG, Y.; JIANG, P.; DOUNG, H.; SUN, L.; WU, R. An emerggergy based sustainability evaluation on a combined landfill and LFG power generation system. **Energy**, v. 143, p. 310–322, 15 jan. 2018.

PAN, H.; GENG, Y.; DONG, H.; ALI, M.; XIAO, S. Sustainability evaluation of secondary lead production from spent lead acid batteries recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 140, p. 13–22, 1 jan. 2019a.

PAN, H.; GENG, Y.; TIAN, X.; WILSON, J.; CHEN, W.; ZHONG, S.; SONG, X. Emergergy-based environmental accounting of one mining system. **Environmental Science and Pollution Research**, 15 mar. 2019b.

PAN, Y.; LI, H. Sustainability evaluation of end-of-life vehicle recycling based on emergy analysis: a case study of an end-of-life vehicle recycling enterprise in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 131, p. 219–227, 10 set. 2016.

PARGANA, N.; PINHEIRO, M.; SILVESTRE, J.; DE BRITO, J. Comparative environmental life cycle assessment of thermal insulation materials of buildings. **Energy and Buildings**, v. 82, p. 466–481, 1 out. 2014.

PATTERSON, M.; MCDONALD, G.; HARDY, D. Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting. **Ecological Modelling**, v. 362, p. 19–36, 24 out. 2017.

PAULIUK, S. Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 129, p. 81–92, 1 fev. 2018.

PRIETO-SANDOVAL, V.; JACA, C.; ORMAZABAL, M. Towards a consensus on the circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 179, p. 605–615, 1 abr. 2018.

PUIG, R.; FULLANA-I-PALMER, P.; BAQUERO, G.; RIBA, J.; BALA, A. A Cumulative Energy Demand indicator (CED), life cycle based, for industrial waste management decision making. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2789–2797, 1 dez. 2013.

PULSELLI, F. M.; PATRIZI, N.; FOCARDI, S. Calculation of the unit emergy value of water in an Italian watershed. **Ecological Modelling**, Non-equilibrium Thermodynamics in Ecology, v. 222, n. 16, p. 2929–2938, 24 ago. 2011.

PULSELLI, R. M.; SIMONCINI, E.; RIDOLFI, R.; BASTIANONI, S. Specific emergy of cement and concrete: An energy-based appraisal of building materials and their transport. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 5, p. 647–656, 1 set. 2008.

ROSS, S.; EVANS, D. The environmental effect of reusing and recycling a plastic-based packaging system. **Journal of Cleaner Production**, v. 11, n. 5, p. 561–571, 1 ago. 2003.

RUGANI, B.; BENETTO, E. Improvements to emergy evaluations by using life cycle assessment. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 9, p. 4701–4712, 2012.

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID (RIVM). **ReCiPe 2016**: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level - Report I: Characterization. Netherlands. 2016.

SAIDANI, M. YANNOU, B.; LEROY, Y.; CLUZEL, F.; KENDALL, A. A taxonomy of circular economy indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 207, p. 542–559, 10 jan. 2019.

SALEEM, M.; CHHIPI-SHRESTHA, G.; TÚLIO, M.; DYCK, R.; RUPARATHNA, R.; HEWAGE, K.; SAQID, R. Life Cycle Thinking-Based Selection of Building Facades. **Journal of Architectural Engineering**, v. 24, n. 4, p. 04018029, dez. 2018.

SARMIENTO, A.; GUZMÁN, H.; MORALES, G.; ROMERO, D.; PATAQUIVA-MATEUS, A.. Expanded Polystyrene (EPS) and Waste Cooking Oil (WCO): From Urban

Wastes to Potential Material of Construction. **Waste and Biomass Valorization**, v. 7, n. 5, p. 1245–1254, 1 out. 2016.

SCHREIBER, A.; MARX, J.; ZAPP, P. Comparative life cycle assessment of electricity generation by different wind turbine types. **Journal of Cleaner Production**, v. 233, p. 561–572, 1 out. 2019.

SCIPIONI, A.; NIERO, M.; MAZZI, A.; MANZARDO, A.; PIUBELLO, S. Significance of the use of non-renewable fossil CED as proxy indicator for screening LCA in the beverage packaging sector. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 3, p. 673–682, 1 mar. 2013.

SENÁN-SALINAS, J.; GARCÍA-PACHECO, R.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; GARCÍA-CALVO, E. Recycling of end-of-life reverse osmosis membranes: Comparative LCA and cost-effectiveness analysis at pilot scale. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 150, p. 104423, 1 nov. 2019.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC) **Guidelines for Life-cycle Assessment**: A code of practice. 3 April, 1993.

SIYAL, A.; MEMON, S.; KHUHAWAR, M. Recycling of styrofoam waste: synthesis, characterization and application of novel phenyl thiosemicarbazone surface. **Polish Journal of Chemical Technology**, v. 14, n. 4, p. 11–18, 1 dez. 2012.

SULONG, N.; MUSTAPA, S.; RASHID, M. Application of expanded polystyrene (EPS) in buildings and constructions: A review. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 136, n. 20, p. 47529, 2019.

TAN, R.; KHOO, H. Life cycle assessment of EPS and CPB inserts: design considerations and end of life scenarios. **Journal of Environmental Management**, v. 74, n. 3, p. 195–205, 1 fev. 2005.

ULGIATI, S.; BROWN, M. Quantifying the environmental support for dilution and abatement of process emissions: The case of electricity production. **Journal of Cleaner Production**, v. 10, n. 4, p. 335–348, 1 ago. 2002.

ULGIATI, S.; RAUGEI, M.; BARGIGLI, S. Overcoming the inadequacy of single-criterion approaches to Life Cycle Assessment. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3, p. 432–442, 25 jan. 2006.

VALENZUELA-VENEGAS, G.; SALGADO, J.; DÍAZ-ALVARADO, F. Sustainability indicators for the assessment of eco-industrial parks: classification and criteria for selection. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 99–116, 1 out. 2016.

VALYI, R.; ORTEGA, E. Emery Simulator, an open source simulation platform dedicated to systems ecology and emery studies. **In Proceedings of IV Biennial International Workshop “Advances in Energy Studies”**. Unicamp, Campinas, SP, Brasil, 2004.

VAN HOOFF, G.; VIEIRA, M.; GAUSMAN, M.; WEISBROD, A. Indicator selection in life cycle assessment to enable decision making: issues and solutions. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 8, p. 1568–1580, 1 set. 2013.

VAN ZELM, R.; PREISS, P.; VAN GOETHEM, T.; VAN DINGENEN, R.; HUIJBREGTS, M. Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. **Atmospheric Environment**, v. 134, p. 129–137, 1 jun. 2016.

VARGAS-GONZALEZ, M.; WITTE, F.; MARTZ, P.; GILBERT, L.; HUMBERT, S.; JOILLET, O.; VAN ZELM, R.; L'HARIDON, J. Operational Life Cycle Impact Assessment weighting factors based on Planetary Boundaries: Applied to cosmetic products. **Ecological Indicators**, v. 107, p. 105498, 1 dez. 2019.

WALKER, S.; COLEMAN, N.; HODGSON, P.; COLLINS, N.; BRIMACOMBE, L. Evaluating the Environmental Dimension of Material Efficiency Strategies Relating to the Circular Economy. **Sustainability**, v. 10, n. 3, p. 666, 1 mar. 2018.

WANG, X.; CHEN, Y.; SUI, P.; GAO, W.; QIN, F.; ZHANG, J.; WU, X. Emergy analysis of grain production systems on large-scale farms in the North China Plain based on LCA. **Agricultural Systems**, v. 128, p. 66–78, 1 jun. 2014.

WANG, X.; DADOUMA, A.; CHEN, Y.; SUI, P.; GAO, W.; JIA, L.; Sustainability evaluation of the large-scale pig farming system in North China: an emergy analysis based on life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 102, p. 144–164, 1 set. 2015.

WANG, X.; LI, Z.; LONG, P.; YAN, L.; GAO, W.; CHEN, Y.; SUI, P. Sustainability evaluation of recycling in agricultural systems by emergy accounting. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 117, p. 114–124, 1 fev. 2017.

WILLIAMS, T.; HEIDRICH, O.; SALLIS, P. A case study of the open-loop recycling of mixed plastic waste for use in a sports-field drainage system. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 2, p. 118–128, 1 dez. 2010.

XUE, J.; LIU, G.; BROWN, M.; CASAZZA, M. Trash or treasure? Prospects for full aluminum chain in China based on the recycling options. **Journal of Cleaner Production**, v. 193, p. 217–227, 20 ago. 2018.

ZANGHELINI, G. **Estudo de cenários para o pós-uso de um compressor de ar baseado na Avaliação do Ciclo de Vida**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, p. 151. 2012.

ZANGHELINI, G.; DE SOUZA JUNIOR, H.; KULAY, L.; CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P.; SOARES, S. A bibliometric overview of Brazilian LCA research. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 12, p. 1759–1775, 1 dez. 2016.

ZHOU, S.; ZHANG, B.; CAI, Z. Emergy analysis of a farm biogas project in China: A biophysical perspective of agricultural ecological engineering. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 15, n. 5, p. 1408–1418, 1 maio 2010.

APÊNDICE A – FLUXOGRAMAS DE PROCESSOS

Figura 1 – Fluxograma de Processos da etapa Reciclagem Terceirizada Degasado (RTD)

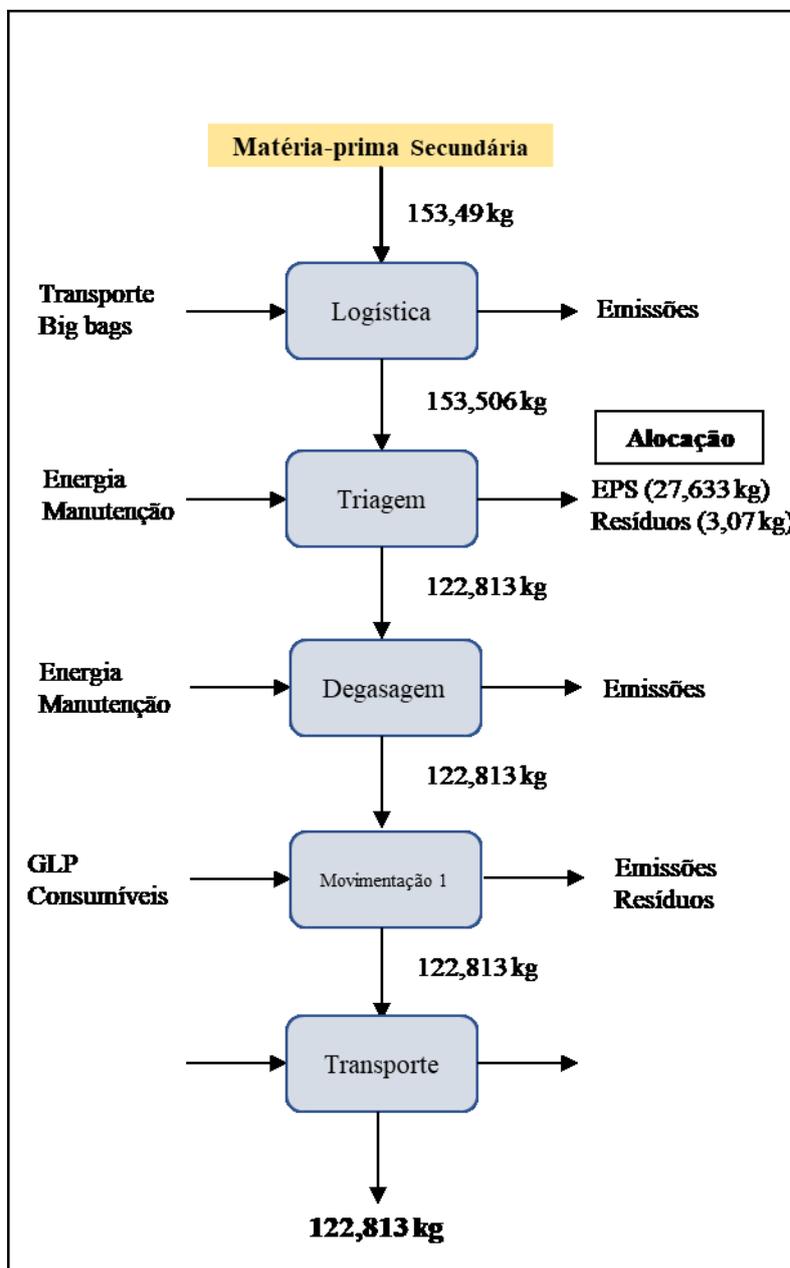


Figura 2 – Fluxograma de Processos da etapa Reciclagem Terceirizada Moído (RTM)

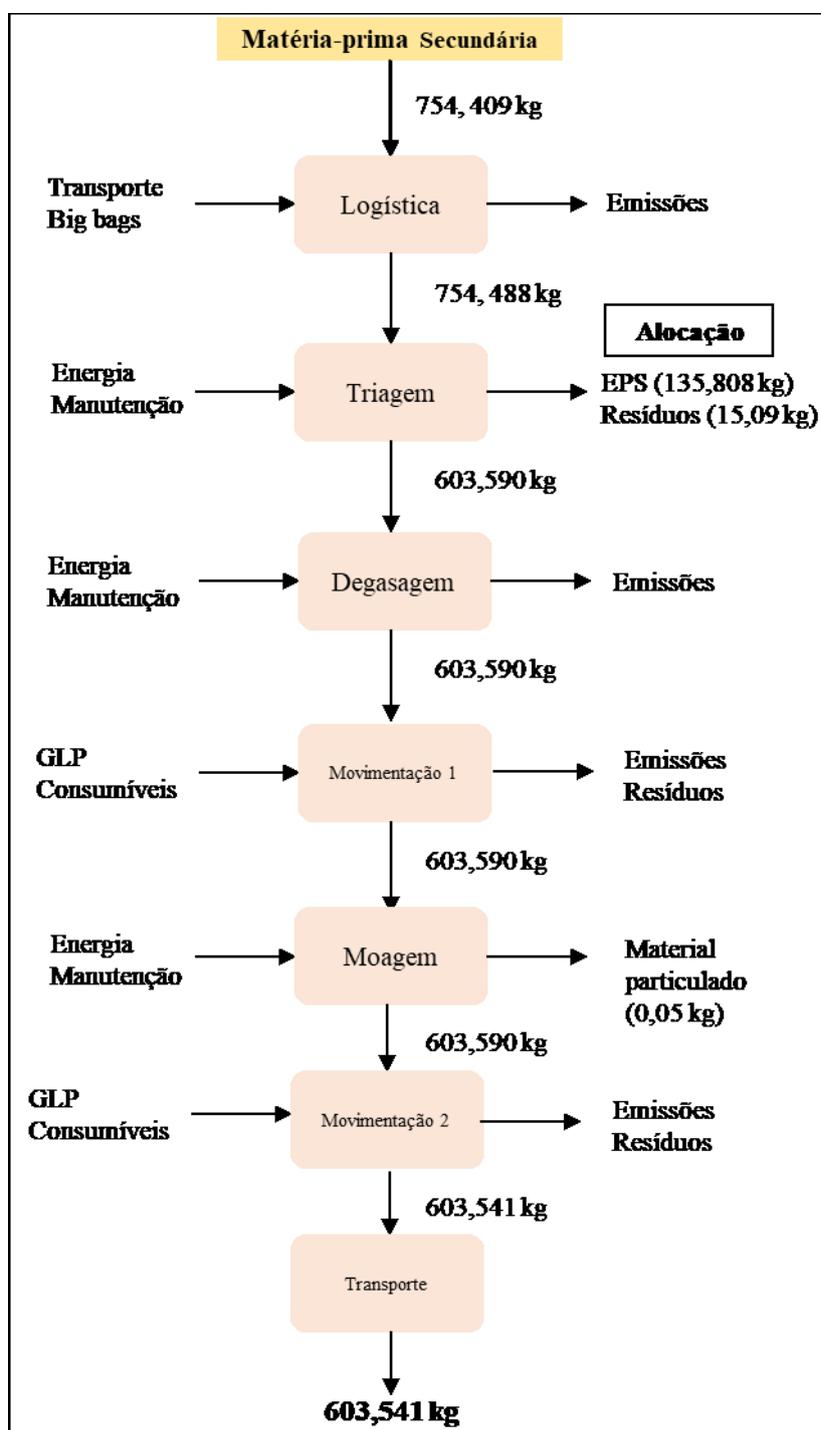


Figura 3 – Fluxograma de Processos da etapa Reciclagem Terceirizada Peletizado (RTP)

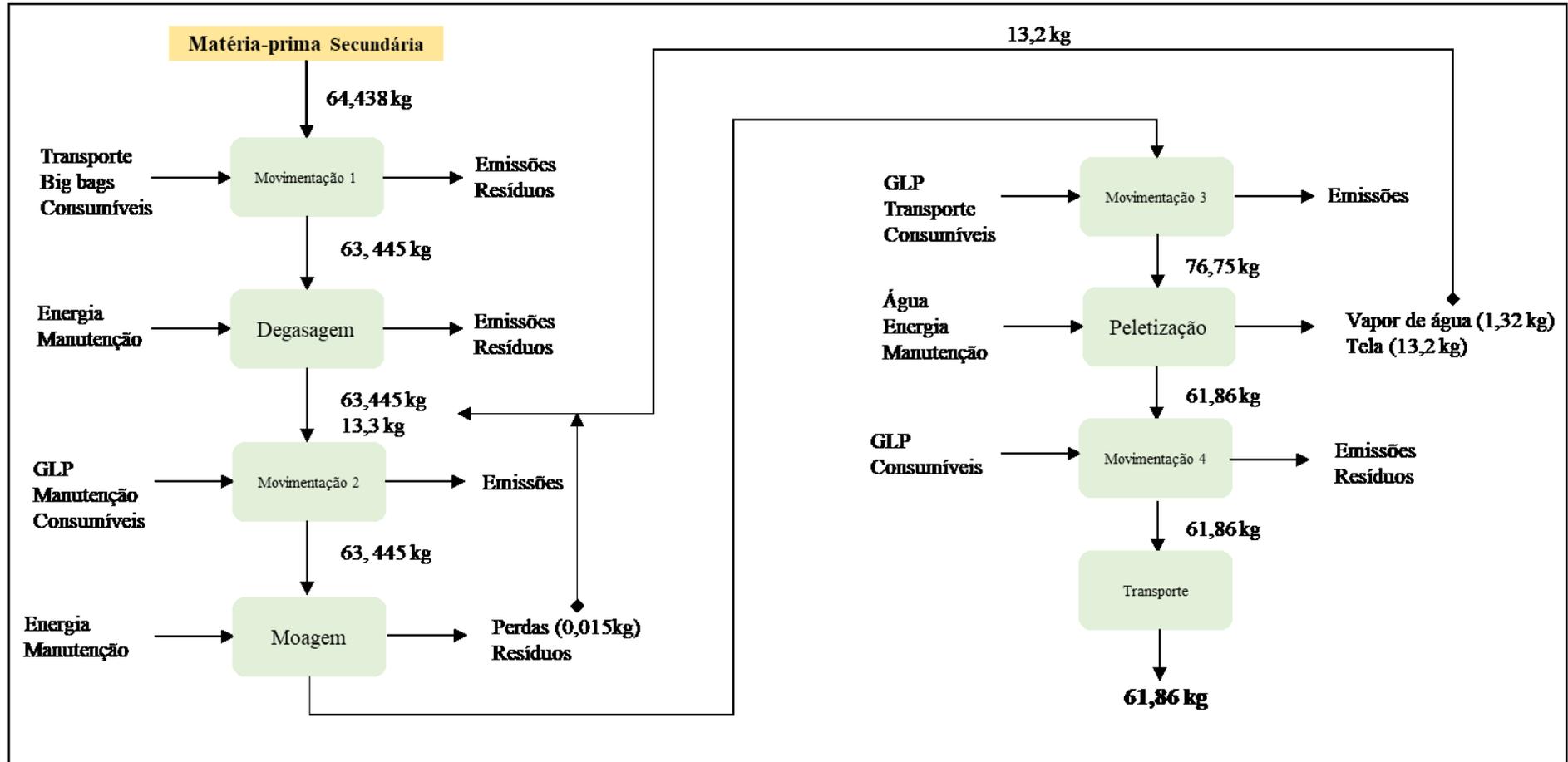


Figura 4 – Fluxograma de Processos da etapa Usina III

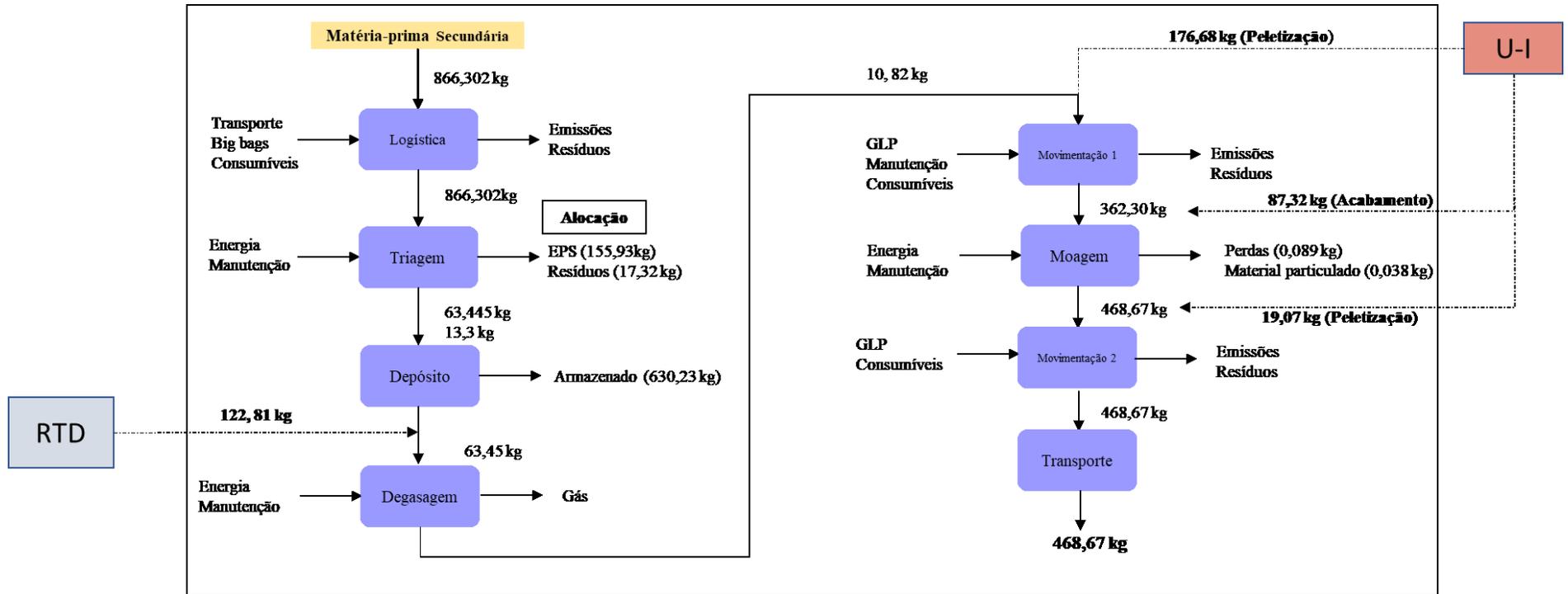
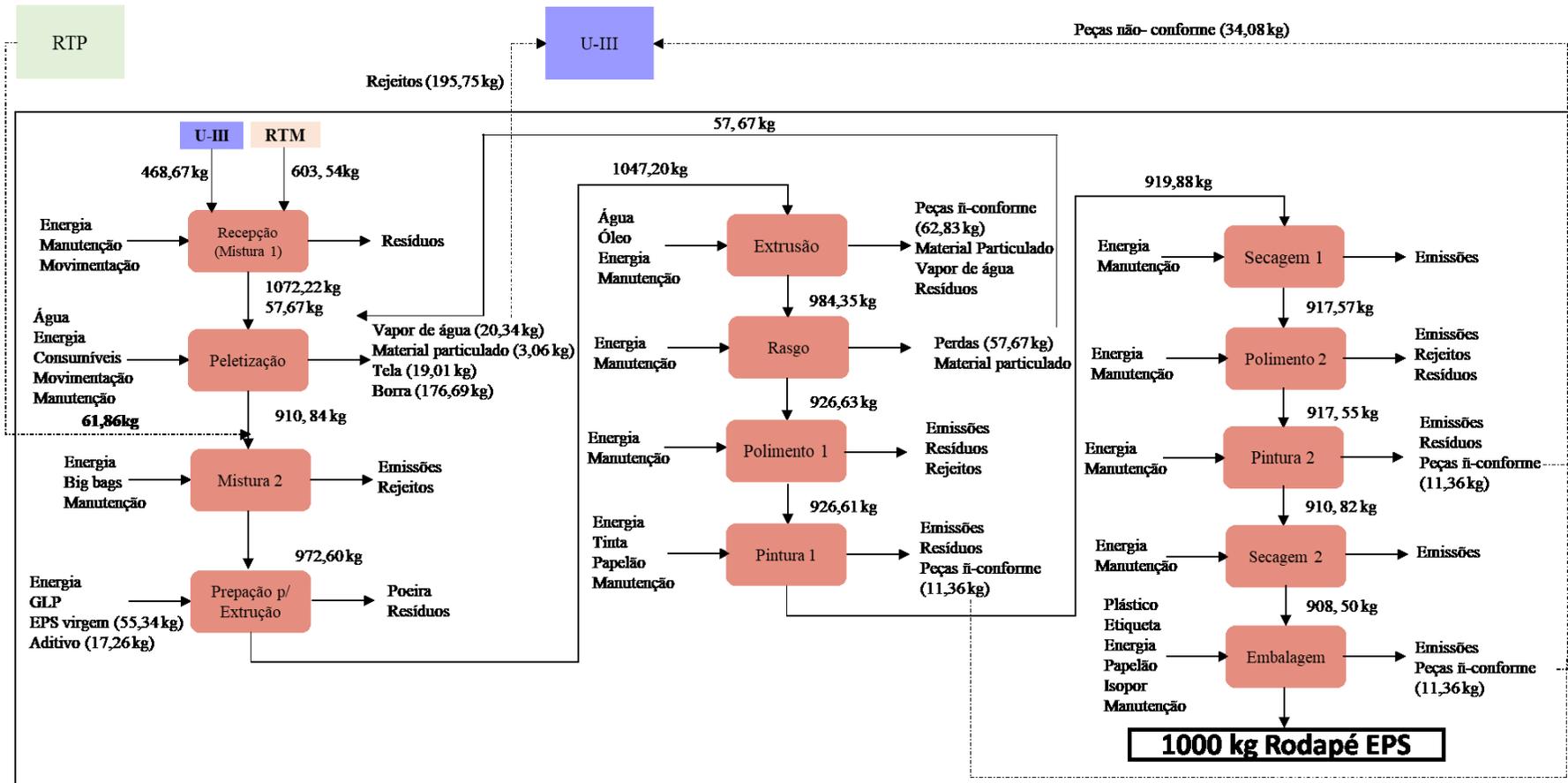


Figura 5 – Fluxograma de Processos da etapa Usina I



APÊNDICE B - ICV DO RODAPÉ DE EPS EXPANDIDO

Tabela 1 - Inventário da etapa Reciclagem Terceirizada Degasado

ENTRADAS		
Item	Quantidade (fluxo de referência)	Unidade
Poliestireno expandido	153,490	kg
Big bags	0,0160	kg
Eletricidade	13,455	kWh
Espátulas de aço	0,001	kg
Óleo lubrificante	0,005	kg
GLP	27,890	kg
Pneu	0,035	kg
Transporte (carreta)	110,530	tkm
Transporte (caminhão)	46,971	tkm
Transporte (pick-up)	0,279	tkm
SAÍDAS		
Poliestireno expandido	122,813	kg
Resíduos	3,110	kg
Outros materiais (mercado)	27,633	kg

Tabela 2 - Inventário da etapa Reciclagem Terceirizada Moído

ENTRADAS		
Item	Quantidade (fluxo de referência)	Unidade
Poliestireno expandido	745,409	kg
Big bags	0,079	kg
Eletricidade	137,886	kWh
Espátulas de aço	0,023	kg
Óleo lubrificante	0,056	kg
GLP	172,584	kg
Pneu	0,214	kg
Transporte (carreta)	528,040	tkm
Transporte (caminhão)	0,465	tkm
Transporte (pick-up)	1,727	tkm
SAÍDAS		
Poliestireno expandido	603,541	kg
Resíduos	15,405	kg
Outros materiais (mercado)	135,806	kg
Material particulado	0,049	kg

Tabela 3 - Inventário da etapa Reciclagem Terceirizada Peletizado

ENTRADAS		
Item	Quantidade (fluxo de referência)	Unidade
Poliestireno expandido	63,438	kg
Big bags	0,00917	kg
Eletricidade	321,469	kWh
Espátulas de aço	0,011	kg
Óleo lubrificante	0,019	kg
GLP	26,164	kg
Pneu	0,032	kg
Transporte (carreta)	55,680	tkm
Transporte (caminhão)	0,002	tkm
Transporte (pick-up)	0,260	tkm
Água	0,002	m ³
SAÍDAS		
Poliestireno expandido	61,866	kg
Resíduos	0,058	kg
Material particulado	0,026	kg
Vapor de água	3,823	kg

Tabela 4 - Inventário da etapa Usina III

ENTRADAS		
Item	Quantidade (fluxo de referência)	Unidade
Poliestireno expandido	989.115	kg
Big bags	0,016	kg
Eletricidade	57,951	kWh
Espátulas de aço	0,139	kg
Óleo lubrificante	0,057	kg
GLP	36,156	kg
Pneu	0,136	kg
Transporte (carreta)	472,486	tkm
Transporte (caminhão)	0,532	tkm
Transporte (pick-up)	0,965	tkm
Transporte (aquaviário)	1043,620	tkm
SAÍDAS		
Poliestireno expandido	468.678	kg
Resíduos	17,535	kg
Outros materiais (mercado)	155.934	kg
Material particulado	0,038	kg

Tabela 5 - Inventário da etapa Usina I

ENTRADAS		
Item	Quantidade (fluxo de referência)	Unidade
Poliestireno expandido	1189,425	kg
Polietileno	0,780	kg
Big bags	0,016	kg
Eletricidade	8396,660	kWh
Espátulas de aço	1,481	kg
Óleo lubrificante	0,260	kg
GLP	126,724	kg
Pneu	0,129	kg
Transporte (carreta)	22,100	tkm
Transporte (caminhão)	20,412	tkm
Transporte (pick-up)	2,067	tkm
Aditivos	17,260	tkm
Água	0,033	m ³
Tinta Laica Nitrocelulose	51,460	kg
Papelão	75,760	kg
Plástico embalagem	16,790	kg
SAÍDAS		
Poliestireno expandido	1000,000	kg
Resíduos	29,08	kg
Vapor de água	89,681	kg
Material particulado	35,804	kg

ANEXO A – SOLICITAÇÃO DO USO DE DADOS E NOME DA EMPRESA SANTA LUZIA LTDA.

Figura 1 - Solicitação do uso de dados na pesquisa



Thales Dantas <[REDACTED]@gmail.com>

Consulta - Pesquisa Científica UFSC

1 Nachricht

Thales Tavares <[REDACTED]@gmail.com>
An: santaluzia@industriasantaluzia.com.br

29. April 2019 um 17:56

Bom dia,

Me chamo Thales Dantas, mestrando da UFSC, e parte do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG), chefiado pelo Prof. Dr. Sebastião R. Soares.

O CICLOG tem um histórico de realização de trabalhos junto à Santa Luzia. Dentre os trabalhos frutos desta parceria, destacam-se o Relatório de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e Declaração Ambientetal de Produto (DAP) do Rodapé de Poliestireno Reciclado, realizados e publicados em 2016 pelos pesquisadores Edivan Cherubini e Guilherme Zanghelini .

Minha dissertação tem a objetivo de comparar dois métodos de avaliação de impacto ambiental potencial: a ACV e a Análise Emergética (AE). Este estudo visa melhor entender os pontos fortes e fracos de tais metodologias.

Para as análises referentes à ACV serão utilizados os dados referentes à DAP. Para a AE serão utilizados dados análogos. Entretanto, devido a suas características metodológicas, a AE avalia a carga ambiental referente trabalho humano empregado ao sistema de produto, sendo então necessário o dado referente ao número de funcionários da indústria em questão.

Gostaria de saber se número de funcionário empregado pela Santa Luzia pode ser compartilhado com o CICLOG, para fins únicos de pesquisa. Seja como dado separado, ou parte algum relatório disponível, o compartilhamento deste dado seria de extrema valia para este estudo e avanço cinetífico na área.

Grato desde já,

Att.

--

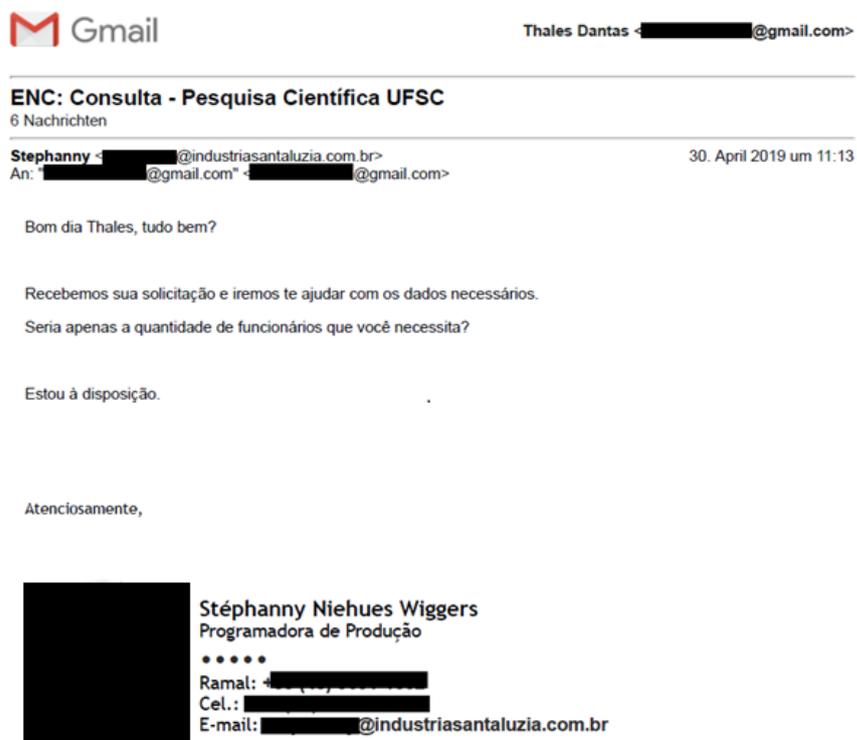
Thales E. Tavares Dantas

[REDACTED] | [linkedin.com/in/thalestavaresd](https://www.linkedin.com/in/thalestavaresd)

Mestrando em Engenharia Ambiental
Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC/CTC

Global Shapers Florianópolis | UN-SDSN Youth Local Pathways Fellow

Figura 2 - Aceite da solicitação do uso de dados na pesquisa



 **SANTALUZIA**

Figura 3 - Solicitação do uso do nome da empresa na pesquisa

 **Thales Dantas** <[REDACTED]@gmail.com>

Solicitação uso de nome da empresa - Dissertação de mestrado UFSC
3 Nachrichten

Thales Dantas <[REDACTED]@gmail.com> 28. Oktober 2019 um 08:13
An: Stephanny <[REDACTED]@industriasantaluzia.com.br>

Bom dia Stephanny, tudo bem?

Como conversamos pessoalmente no dia a palestra na UFSC, gostaria de formalizar o pedido de uso do nome da Santa Luzia LTDA no corpo do texto da minha dissertação.

A dissertação leva o título de "Convergências Metodológicas entre Avaliação do Ciclo de Vida e Análise Emergética". O foco do trabalho é analisar e comparar duas metodologias de contabilidade ambiental, a fim de melhor entender suas contradições e sobreposições. Para tal, foi necessário a escolha de um sistema de produto a ser avaliado, e como previamente comunicado por email, devido aos trabalhos já realizados pelo CICLOG junto à Santa Luzia, optou-se por escolher a sistema de produto do EPS reciclado como objeto de pesquisa.

O sistema de produto é avaliado de forma similar ao feito pela Declaração Ambiental de Produtivo (DAP), também excluindo qualquer sigilo industrial ou especificação processual detalhada. As informações do texto (no que se refere à empresa) são baseadas no site da Santa Luzia e na DAP.

Gostaria de pedir o aval da empresa para a utilização do nome "Santa Luzia LTDA" no corpo do texto. Me comprometo também, a enviar uma cópia da dissertação em formato digital você, a título de conhecimento da empresa.

Caso hajam dúvidas, estou sempre a disposição

Att.,

--
Thales E. Tavares Dantas
[REDACTED] | [linkedin.com/in/thalestavaresd](https://www.linkedin.com/in/thalestavaresd)

Mestrando em Engenharia Ambiental
Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC/CTC

Global Shapers Florianópolis | UN-SDSN Youth Local Pathways Fellow

Figura 4 - Aceite da solicitação do uso do nome da empresa na pesquisa

