



AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE EMBALAGENS PLÁSTICAS DE ÓLEO LUBRIFICANTE: UM ESTUDO DE CASO

Maria Clara Brandt Ribeiro de Oliveira

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Planejamento Energético.

Orientadora: Alessandra Magrini

Rio de Janeiro

Abril de 2017

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE EMBALAGENS PLÁSTICAS DE ÓLEO
LUBRIFICANTE: UM ESTUDO DE CASO

Maria Clara Brandt Ribeiro de Oliveira

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Examinada por:

Prof. Alessandra Magrini, D.Sc.

Prof. Amaro Olímpio Pereira Júnior, D.Sc.

Prof. David Alves Castelo Branco, D.Sc.

Prof. Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, D.Sc.

Prof. Osvaldo Luiz Gonçalves Quelhas, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

ABRIL DE 2017

Oliveira, Maria Clara Brandt Ribeiro

Avaliação de ciclo de vida de embalagens plásticas de óleo lubrificante: Um estudo de caso / Maria Clara Brandt Ribeiro de Oliveira – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2017.

XV, 121p.: il.; 29,7 cm.

Orientadora: Alessandra Magrini

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2017

Referências Bibliográficas: p. 105-119.

1. Avaliação de ciclo de vida. 2. Gestão de resíduos. 3. Resíduos plásticos. I. Magrini, Alessandra. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por todo apoio, carinho e confiança, e pela grande ajuda que me deram revisando a minha tese.

À minha orientadora, Alessandra Magrini, por sua dedicação e paciência, e por confiar no meu potencial.

À Banca Examinadora, composta pelos professores Amaro Pereira, Elen Pacheco, David Castelo Brando e Osvaldo Quelhas, que aceitaram participar da minha defesa e contribuíram com valiosos comentários e sugestões.

Aos meus irmãos, sempre presentes, e principalmente à Gabi por ter me ajudado com revisões.

Ao meu namorado, André Teixeira (Label), pela paciência, apoio, e por estar sempre disposto a me ajudar.

À minha tia Cláudia, por revisar o inglês do meu artigo.

Ao meu orientador na Itália, Gian Andrea Blengini, pela orientação e conselhos.

À equipe do PPE, principalmente à Sandrinha, por ter feito tudo que estava ao seu alcance para que eu pudesse defender esta tese, sempre de bom humor.

Aos meus amigos do Rio de Janeiro e dos outros estados por estarem sempre presentes.

A todos que contribuíram com dados primários para o desenvolvimento desta tese.

Ao CNPQ pelo apoio financeiro.

DEDICATÓRIA

Dedico esta tese aos meus pais, que sempre apoiaram as minhas decisões e se empenharam para me dar a melhor educação possível.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE EMBALAGENS PLÁSTICAS DE ÓLEO LUBRIFICANTE: UM ESTUDO DE CASO

Maria Clara Brandt Ribeiro de Oliveira

Abril/2017

Orientadora: Alessandra Magrini

Programa: Planejamento Energético

A presente tese utiliza a metodologia de avaliação de ciclo de vida para analisar os impactos ambientais causados pelas embalagens plásticas de óleo lubrificante (EPOLs), desde a sua produção até seu descarte final. Adicionalmente, compara diferentes cenários mediante variações na combinação de quantidades de EPOLs destinadas à reciclagem, à incineração com geração de energia (*waste-to-energy*) e ao descarte em aterros industriais. As etapas da logística reversa implementada pelo Instituto Jogue Limpo também foram examinadas a fim de encontrar possíveis gargalos e propor melhorias. Os resultados mostram que a redução na quantidade dessas embalagens enviadas a aterros industriais apresenta benefícios na diminuição dos danos produzidos durante seu ciclo de vida. A incineração com geração de energia, apesar de não ser utilizada atualmente como destinação desses resíduos no Brasil, mostrou-se promissora quando combinada com a reciclagem para o tratamento dessas embalagens. A conjugação de diferentes destinações pode apresentar boas opções cuja seleção depende da análise de fatores econômicos, logísticos e ambientais. Este estudo pode ajudar na definição de escolhas relativas à administração de EPOLs, especialmente na formulação de estratégias industriais e no processo de tomada de decisões sobre questões ambientais. Esta tese conclui que países em desenvolvimento podem ser capazes de administrar resíduos perigosos de forma adequada. Contudo, isso requer tempo, legislação adequada, vontade política e cooperação do setor privado.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF LUBRICANT OIL PLASTIC PACKAGING: A
CASE STUDY

Maria Clara Brandt Ribeiro de Oliveira

April/2017

Advisor: Alessandra Magrini

Department: Energy Planning

This thesis uses life cycle assessment methodology to evaluate the environmental impacts of lubricant oil plastic containers (LOPCs), from production to final disposal. Various scenarios are compared which use different combinations of quantities of LOPCs destined to recycling, to incineration with energy production (waste-to-energy) and to disposal in industrial landfills. The phases of the reverse logistic implemented by the Instituto Jogue Limpo were also analyzed in order to find bottlenecks and identify possible improvements. Results show that the decrease in the amount of LOPCs being sent to industrial landfills can lead to important reductions in environmental damages produced during their life cycle. Although the waste-to-energy option is not currently adopted in Brazil for the disposal of this kind of waste, the analysis indicates that it is a promising technology when combined with recycling as a treatment option for LOPCs. The combination of different destinations may produce good options, but the final choice depends on economic, logistic e environmental considerations. This study can help defining alternative choices related to waste management of LOPCs, especially in the development of industrial strategies and in the decision-making process related to environmental questions. This thesis concludes that developing countries can manage hazardous waste effectively. However, it takes time, political determination and adequate legislation, together with a cooperative posture of the private sector to accomplish desired results

SUMÁRIO

1. Introdução.....	01
2. Plásticos, Embalagens Plásticas e Óleo Lubrificante.....	07
2.1. O Mercado de Plásticos e Embalagens Plásticas no Brasil e no Mundo.....	09
2.2. O Mercado de Óleos Lubrificantes no Brasil e no Mundo.....	11
2.3. Gestão dos Plásticos e das Embalagens de Óleo Lubrificante Pós-Consumo.....	13
3. Legislação Nacional e Internacional de Resíduos e Óleo Lubrificante.....	22
3.1. Legislação Nacional.....	22
3.2. Legislação Internacional.....	30
4. Avaliação de ciclo de vida: estado da arte e referencial teórico	34
4.1. Histórico da ACV.....	34
4.1.1. Histórico da ACV no Mundo.....	34
4.1.2. Histórico da ACV no Brasil	37
4.2. Conceito de Avaliação de Ciclo de Vida.....	41
4.3. Metodologia e Fases de uma Avaliação de Ciclo de Vida.....	43
4.3.1. Fases de uma ACV: a ISO 14040.....	43
4.3.2. Definição de Objetivo e Escopo.....	43
4.3.3. Inventário de Ciclo de Vida (ICV).....	46
4.3.4. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV).....	48
4.3.5. Interpretação, Comunicação e Revisão Crítica.....	56
4.4. Software e Banco de Dados de ACV.....	57
4.4.1. Softwares.....	57
4.4.2. Bases de Dados.....	59
4.5. Barreiras e Limitações da Metodologia de ACV.....	62
5. Estudo de caso de ACV de embalagens de óleo lubrificante no estado do Rio de Janeiro.....	63
5.1. Metodologia de Pesquisa.....	63
5.2. Descrição do Caso.....	66
5.3. Objetivo e Escopo.....	80
5.3.1. Unidade Funcional.....	80
5.3.2. Fronteiras do Sistema de Produto.....	80
5.3.3. Definição dos Cenários, Metodologia e Categorias de Impacto.....	82
5.4. Inventário de Ciclo de Vida das Embalagens Plásticas de Óleo Lubrificante.....	86
5.5. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida.....	89
5.6. Interpretação dos Resultados.....	90
5.6.1. AICV em Nível <i>Midpoint</i> – cadeia de causa-efeito- dos cenários propostos.....	90
5.6.2. AICV em Nível <i>Endpoint</i> – Danos- dos Cenários Propostos.....	90
5.6.3. AICV da Logística Reversa das Embalagens de Óleo Lubrificante.....	91
5.6.4. Análise de sensibilidade.....	98
6. Conclusões e Recomendações.....	102
7. Referências Bibliográficas.....	105
ANEXO.....	120

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Produção de plásticos no mundo.....	09
Figura 2. Hierarquia da gestão de resíduos.....	15
Figura 3. Produção e destinação de rotas de destinação de plásticos pós-consumo.....	21
Figura 4. Histórico da ACV no Brasil.....	38
Figura 5. Estrutura de avaliação de ciclo de vida.....	43
Figura 6. Fluxo de entradas e saídas de um sistema de produto.....	47
Figura 7. Diferença entre métodos de AICV <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i>	50
Figura 8. Estrutura da pesquisa realizada.....	64
Figura 9. Fluxograma do ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante.....	67
Figura 10. Galão com as aparas (esquerda), sem as aparas (centro) e com o <i>stripe</i> (direita).....	69
Figura 11. Fluxograma da produção de EPOLs com as entradas e saídas do sistema.....	70
Figura 12. Fluxograma da distribuição de óleo lubrificante embalado com as entradas e saídas do sistema.....	71
Figura 13. Mapa dos estados onde o Jogue Limpo atua.....	72
Figura 14. Caminhão para coleta das embalagens usadas de OLU.....	73
Figura 15. Coleta de embalagens de óleo lubrificante usadas.	73
Figura 16. Central Jogue Limpo.....	74
Figura 17. Separação de resíduos.....	75
Figura 18. Separação manual dos resíduos.....	75
Figura 19. Etapa de trituração das embalagens.....	76
Figura 20. Logística reversa das embalagens plásticas de óleo combustível realizada pelo Instituto Jogue Limpo.....	76
Figura 21. Processo de extrusão.....	77
Figura 22. Processo de extrusão.....	78
Figura 23. Tubos corrugados prontos.....	78
Figura 24. Sistema hipotético de destinação dos flocos de PEAD para incineração (<i>waste-to-energy</i>).....	79
Figura 25. Fluxograma do descarte de EPOLs em aterro industrial com as entradas e saídas do sistema.....	80

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Tabela 1. Percentuais mínimos de coleta e destinação de óleos lubrificantes usados ou contaminados.....	28
Quadro 1. Legislação brasileira relativa a resíduos sólidos, resíduos industriais e óleos lubrificantes.....	29
Tabela 2. Métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida.....	55
Tabela 3. Fontes de dados de cada etapa da ACV de embalagens plásticas de óleo lubrificante.....	65
Tabela 4. Fatores de conversão em g/kg de diesel.....	88
Tabela 5. Inventário do ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante.....	88
Tabela 6. Avaliação de impacto ambiental para os quatro cenários propostos (dados líquidos).....	90
Tabela 7. Avaliação de impacto ambiental para os quatro cenários propostos (dados brutos).....	92
Tabela 8. Mudanças nos parâmetros observadas na análise de sensibilidade para a variação das quantidades de PEAD que vão para reciclagem ou incineração com geração de energia.....	96
Tabela 9. Avaliação de impacto ambiental <i>endpoint</i> da logística reversa de EPOs.....	97
Tabela 10. Análise de sensibilidade para a variação das quantidades de PEAD que vão para reciclagem ou incineração com geração de energia.....	99
Tabela 11. Análise de sensibilidade para a variação do óleo lubrificante que permanece nas embalagens no pós-uso.....	100

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Mercado de plásticos no Brasil.....	09
Gráfico 2. Demanda por transformados plásticos por setor no Brasil em 2013.....	11
Gráfico 3. Distribuição dos canais de revenda de óleo lubrificante.....	13
Gráfico 4. Evolução dos estudos de ACV no Brasil.....	39
Gráfico 5. Principais áreas de aplicação de ACV das pesquisas no Brasil.....	40
Gráfico 6. Comparação da avaliação de impacto entre os quatro cenários propostos.....	91
Gráfico 7. Impactos positivos e negativos associados ao cenário 0.....	93
Gráfico 8. Impactos positivos e negativos associados ao cenário 1.....	93
Gráfico 9. Impactos positivos e negativos associados ao cenário 2.....	94
Gráfico 10. Impactos positivos e negativos associados ao cenário 3.....	94
Gráfico 11. Comparação da avaliação de impacto <i>endpoint</i> entre os quatro cenários propostos.....	96
Gráfico 12. Comparação entre as etapas da logística reversa das EPOLs.....	98

LISTA DE SIGLAS

ABCV- Associação Brasileira de Ciclo de Vida
ABIPLAST- Associação Brasileira da Indústria do Plástico
ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
Abv- Abreviação
ACV- Avaliação de Ciclo de Vida
ACVS- Avaliação de Ciclo de Vida Sustentável
AIA- Avaliação de Impacto Ambiental
AICV- Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida
ANP- Agência Nacional de Petróleo
AT- Acidificação Terrestre
BEES- *Building for Environmental and Economic Sustainability*
BP- *British Petroleum*
BRIC- Brasil, Rússia, Índia e China
CALCAS- *Co-ordination Action for Innovation in Life Cycle Analysis for Sustainability*
Cd- Cádmiio
CETEA- Centro de Tecnologia de Embalagem
CH₄- Metano
CILCA- Conferência Internacional sobre ACV na América Latina
CML- Institute of Environmental Sciences
CNC- Federação Nacional do Comércio de Bens e Turismo
CO- Monóxido de Carbono
CO₂- Dióxido de Carbono
CONAMA- Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONMETRO- Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
COVNM- Compostos Orgânicos Voláteis não metânicos
DALY- *Disability-Adjusted Life Year*
DENATRAN- Departamento Nacional de Trânsito
DF- Distrito Federal
DOE- Depleção do Ozônio Estratosférico
DRF- Depleção dos Recursos Fósseis
DRM- Depleção dos Recursos Minerais

E- Energia
EAD- Eutrofização Água Doce
EDIP- *Environmental Development for Industrial Products*
ELU- *Environmental Load Unit*
EM- Eutrofização Marinha
EMPA- *Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research*
EPA- *Environmental Protection Agency*
EPLCA- *European Platform on Life Cycle Assessment*
EPOL- Embalagens Plásticas de Óleo Lubrificante
EPS- *Environmental Priority Strategies in Product Design*
Eq- Equivalente
ETA- Ecotoxicidade Água Doce
ETM- Ecotoxicidade Marinha
ETT- Ecotoxicidade Terrestre
FECOMBUSTÍVEIS- Federação Nacional do Comércio de Combustíveis e Lubrificantes
FEEMA- Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
FGV- Fundação Getúlio Vargas
FIRJAN- Federação das Empresas do Estado do Rio de Janeiro
FMP- Formação de Materiais Particulados
FOF- Formação de Oxidantes Fotoquímicos
g- Gramas
GANA- Grupo de Apoio à Normalização Ambiental
IBICT- Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
ILCD – *International Reference Life Cycle Data System*
INEA- Instituto Estadual do Ambiente
IPCC- Intergovernmental Panel on Climate Change
IPP- *International Product Policy*
ISO- International Organization for Standardization
ITAL- Instituto de Tecnologia de Alimentos
JRC- *Joint Research Center*
Kg- Quilogramas
Km- Quilômetros
kWh- Quilowatt-hora
L- Litros

LCC- *Life Cycle Costing*
LOPC- *Lubricant Oil Plastic Container*
M- Materiais
MC- Mudanças Climáticas
MEET- Meio Ambiente Estratégia Ecoeficiência Tecnologia
MIR- *Midwest Research Institute*
MJ- *Megajoule*
MP- Materiais Particulados
NAFTA- *North American Free Trade Agreement*
NO- Óxido Nítrico
NO₂- Dióxido de Nitrogênio
NO_x- Óxidos de Nitrogênio
OAU- Ocupação das Áreas Urbanas
OTA- Ocupação de Terras Agrícolas
P- Poluição
PBACV- Programa Brasileiro de Ciclo de Vida
PE- Polietileno
PEAD- Polietileno de Alta Densidade
PEBD- Polietileno de baixa densidade
PEBDL- Polietileno de baixa densidade linear
PlanSab- Plano Nacional de Saneamento Básico
PNRS- Política Nacional de Resíduos Sólidos
PP- Polipropileno
PS- Poliestireno
PU- Poliuretano
PVC- Poli (cloreto de vinila)
R- Resíduos
RI- Radiação Ionizante
RSU- Resíduos sólidos urbanos
S-LCA- Social Life Cycle Assessment
SETAC- *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*
SICV- Sistema Brasileiro de Inventários de Ciclo de Vida
SIMEPETRO- Sindicato Interestadual das Indústrias Misturadoras, Envasilhadoras de Produtos Derivados de Petróleo

SINDICOM- Sindicato Nacional das Empresas Distribuidoras de Combustíveis e de Lubrificantes;

SINDILUB- Sindicato Interestadual do Comércio de Lubrificantes

SINDITRR- Sindicato Nacional do Comércio Transportador, Revendedor, Retalhista, Óleo Diesel, Óleo Combustível

SO₂- Dióxido de Enxofre

SWDA- *Solid Waste Disposal Act*

T- Transporte

TH- Toxicidade Humana

TRACI- *Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts*

TT- Transformação da Terra

UF- Unidade Funcional

UNEP- *United Nations Environmental Program* (Programa Ambiental das Nações Unidas)

1. Introdução

Nas últimas décadas, o Brasil, como muitos outros países emergentes, experimentou um rápido crescimento na demanda por veículos automotores. Estima-se que, em 2014, a frota de automóveis no país tenha alcançado a cifra de 35 milhões de unidades, com uma expansão de 60% em relação a sete anos antes (DENATRAN, 2016). Esse fenômeno tornou ainda mais difícil o problema de tratamento de resíduos enfrentado pelo País, ao levar a um aumento dos resíduos perigosos sendo descartados em aterros industriais (e, também, de materiais de difícil degradação, como plásticos, borrachas e metais) (AGUIAR e JOAQUIM FILHO, 2012).

O crescimento no número de veículos ocasionou um consumo maior de produtos operacionais e de manutenção, tais como o óleo lubrificante (EPA, 2006). Aproximadamente 56% da demanda total por esse produto deriva do setor automotivo, sendo que 50% é perdido no processo de combustão, mediante evaporação, óleo residual que permanece na embalagem, etc. Os outros 50% são óleos usados, que são coletados e tratados na etapa do fim da vida (MONIER, LABOUZE e SOFRES, 2001; UNEP, 2012).

Como o óleo lubrificante é um resíduo perigoso (ABNT, 2004), o seu descarte incorreto causa sérios impactos ambientais, gerando riscos para a saúde humana e para a qualidade do ar e da água (IPCC, 2001). De acordo com WILLING (2001), um litro de óleo lubrificante usado pode contaminar um milhão de litros de água, e sua degradação pode levar 300 anos.

Depois da troca em um veículo, 30-60 ml do óleo lubrificante permanece na embalagem “vazia”. Por isso, a própria embalagem é considerada um resíduo perigoso e deve ser tratada separadamente de outros rejeitos sólidos. Embalagens plásticas de óleo lubrificante (EPOLs) são feitas de polietileno de alta densidade (PEAD), que é uma das resinas plásticas mais utilizadas na Europa e no Brasil (PLASTICS EUROPE, 2016; PLASTIVIDA, 2011).

Cerca de 305 milhões de embalagens de óleo lubrificante são consumidas por ano no Brasil, em diferentes tamanhos (0,5L, 1, 3, 4 e 5L, 10L, 20L, 200L e 1000L). Cerca de 70% dessas embalagens plásticas são usadas para óleos automotivos; os restantes 30% são barris metálicos utilizados para óleos industriais (SINDICOM, 2016). EPOLs representam 2% de todas as embalagens plásticas descartadas no País (FREITAS, 2011).

A implantação de estratégias efetivas e sustentáveis para o tratamento de resíduos é de suma importância (DEMERTZI *et al.*, 2015). O problema existente no Brasil e em outros países em desenvolvimento é que questões de custo levam, muitas vezes, à adoção de soluções inadequadas. Dessa forma, aterros industriais são a destinação de fim de vida mais usada para EPOLs, ao invés de opções mais dispendiosas tais como a reciclagem, a incineração ou o coprocessamento (MAROUN, 2006; LOVÓN-CANCHUMANI, 2013).

Muitos países já adotaram legislações específicas sobre o tratamento do óleo lubrificante usado. A Diretiva-Quadro de Resíduos da Comunidade Europeia (*Waste Framework Directive 2008/98/EC*) determina que o tratamento a ser dado a esse produto deve ser focado na hierarquia de gestão de resíduos (EUROPEAN COMMISSION, 2008). Estudos de análises de ciclo de vida também concluíram que o rerrefino é o melhor tratamento para esse resíduo por ser o de menor impacto se comparado a outras opções (PIRES, MARTINHO e CHANG, 2011; KANOKKNTAPONG *et al.*, 2009; BOUGHTON e HORVATH, 2004).

Frequentemente, tomadores de decisão negligenciam o potencial poluidor das EPOLs (EPA, 2006). Legislações pelo mundo afora sobre este tipo de embalagem são escassas ou fazem parte de outros regulamentos, sendo raramente específicas. Exemplos a esse respeito incluem a Diretriz Europeia sobre Resíduos e Embalagens Plásticas (*European Plastic and Packaging Waste Directive 94/62/EC*) (EUROPEAN COMMISSION, 94), que estabelece metas para a recuperação e reciclagem dos resíduos de plástico, a Diretiva-Quadro de Resíduos da Comunidade Europeia (*Waste Directive 92008/98/EC*), que contém quatro artigos sobre resíduos perigosos e o Ato Americano sobre Conservação e Recuperação (*American Resource Conservation and Recovery Act*), que estabelece um sistema para o tratamento desse tipo de rejeito (RESOURCE CONSERVATION AND RECOVERY ACT, 1976).

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) foi estabelecida em 2010 (Lei 12.305/10) (BRASIL, 2010), definindo ferramentas e responsabilidades relativas ao tratamento de resíduos sólidos. A seção sobre responsabilidades compartilhadas, entre governo e iniciativa privada, estabelece que fabricantes, importadores, distribuidores, varejistas e consumidores são responsáveis pelo ciclo de vida dos produtos, independentemente de já existirem serviços urbanos de coleta de lixo ou de tratamento de resíduos sólidos.

Essa lei também atribui a todos os agentes a obrigação de estruturarem e implementarem sistemas de logística reversa para o correto descarte, ao fim da vida, de

pesticidas, óleos lubrificantes (incluindo seus resíduos e embalagens), baterias, pneus, lâmpadas, e produtos eletrônicos e seus componentes.

A logística reversa foi definida por vários autores de maneiras diferentes (MURPHY e POIST, 1989; CARTER e ELRAM, 1998; STOCK, 1998; DOWLASHAHI, 2000; SRIVASTAVA, 2008). A definição mais amplamente aceita é a proposta por ROGERS e TIBBEN-LEMBKE (1998), que a descrevem como “o processo de planejar e implementar, de forma eficiente, o fluxo de matérias-primas, no inventário, bens finais e informações relacionadas, desde o ponto de consumo ao de origem, com o intuito de recapturar valor ou de descartar adequadamente”. A logística reversa é normalmente utilizada no tratamento de resíduos e recuperação de materiais/produtos mediante a reciclagem ou a remanufatura (POKHAREL e MUTHA, 2009). Os passos chave desse processo compreendem a aquisição, coleta, classificação/separação e destinação de produtos usados (AGRAWAL, SINGH e MURTAZA, 2015).

Seguindo os ditames da PNRS, os produtores e vendedores de óleo lubrificante firmaram um acordo com o Governo para implantação de um sistema de logística reversa de embalagens plásticas de óleo lubrificante, comprometendo-se a cobrir todo o País até o final de 2016. Lamentavelmente, isso ainda não aconteceu e a proporção de EPOLs usados, coletados e reciclados é ainda baixa, compreendendo apenas 16% do total.

Apesar da existência de uma organização chamada Instituto Jogue Limpo (JOGUE LIMPO, 2017) encarregada do manejo desse tipo de resíduo, a sua atuação ainda não abrange a totalidade do País, nem dos estabelecimentos que vendem ou trocam óleo lubrificante em cada região. Esses padecem dos mesmos problemas enfrentados por firmas que utilizam a logística reversa, ou seja, da falta de incentivos financeiros e de pessoal especializado (é necessário treinamento específico para o manejo de resíduos perigosos) (ROGERS e TIBBEN-LEMBKE, 1998).

A PNRS estabelece a reciclagem como o tratamento preferido para a gestão dos resíduos perigosos, sendo esse o único procedimento usado até agora. A utilização desse método não é sempre factível devido à falta de unidades de reciclagem. Esse problema é agravado pela vastidão do Brasil, que implica, muitas vezes, em longas distâncias dos pontos de coleta aos de processamento, gerando custos elevados e emissões adicionais de gases de efeito estufa (VEIGA, 2013). As EPOLs não recicladas são descartadas em aterros industriais.

Apesar de a incineração com geração de energia não ser uma opção de tratamento comumente utilizada no País (FRIEGE e FENDEL, 2011; MENESES,

SCHUHMACHERA e DOMINGO, 2004; MORSELLI *et al.*, 2011), na Europa é a forma de tratamento mais empregada para resíduos perigosos (IPCC, 2001); por essa razão será incluída na presente análise como uma opção para a destinação final de EPOLs.

Nos últimos anos, foram desenvolvidos diferentes processos de avaliação e métodos para estudar e descrever performances ambientais e de sustentabilidade. Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é o sistema de avaliação do tratamento de resíduos sólidos mais popular e universalmente aceito, sendo, também, muito utilizada como ferramenta de gestão ambiental (KANOKKANTAPONG *et al.*, 2009; FINKBEINER *et al.*, 2010).

A ACV é utilizada para avaliar os impactos ambientais durante o ciclo de vida de um produto, serviço ou processo (GUINÈE *et al.*, 2011; LORENZ, 2014). Alguns estudos de ACV tratam de sistemas integrados de gestão de resíduos na sua totalidade, enquanto outros, tal como o que é apresentado nesta tese, focalizam um único resíduo ou serviço (ISO, 2006a). A estrutura e a metodologia dos estudos avaliação de ciclo de vida são estabelecidas pelos padrões ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a; ISO, 2006b), como também por GUINÈE *et al.* (2002) e pela série de manuais de procedimento do Sistema Internacional de Referência de Dados de Ciclo de Vida (ILCD – *International Reference Life Cycle Data System*) ((ILCD, 2010a, b e c), publicado pelo departamento ambiental do Centro de Pesquisas Associadas da Comissão Europeia (*Joint Research Center of the European Commission*)).

O interesse em avaliações de ciclo de vida é crescente; cada ano um número maior de pesquisadores faz uso dessa metodologia. Apesar de existirem muitas publicações que usam ACVs para a análise de plásticos e embalagens feitas com esse material, para comparar a performance ambiental de diferentes produtos (BOUSTED CONSULTING, 2007; SIRACUSA *et al.*, 2014; ACCORSI, VERSARI e MARZINI, 2015), aplicações (BAITZ *et al.*, 2004; PE AMERICAS, 2009), tipos de plásticos (LEHMANN *et al.*, 2005) e de opções de tratamento de fim de vida (WRAP, 2008; PERUGINI, MASTELLONE e ARENA, 2005; FERREIRA *et al.*, 2014), até o momento não foi possível encontrar na literatura internacional nenhum estudo específico usando tal ferramenta para a avaliação do ciclo de vida de embalagens de óleo lubrificante.

Na presente tese, pretende-se aplicar a ACV como uma ferramenta de gestão para avaliar diferentes rotas de destinação de embalagens de óleo lubrificante usadas, comparando a reciclagem, prática ainda incipiente no Brasil para o tratamento de resíduos perigosos, a incineração com geração de energia (*waste-to-energy*), recurso amplamente

usado em países desenvolvidos, e a disposição em aterros industriais, em uso tanto em países desenvolvidos como no Brasil. Adicionalmente, em função da implantação recente da logística reversa pelo Instituto Jogue Limpo, optou-se por realizar uma análise específica desse sistema para EPOLs no Brasil.

Assim sendo, o objetivo desse trabalho é avaliar os diferentes impactos associados ao ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante, considerando as etapas de produção, distribuição, uso e destinação final, utilizando como base os princípios gerais da série de normas NBR ISO 14040. A tese abrange, ainda, diferentes opções de tratamento para o fim da vida dessas embalagens, que poderiam ser consideradas em futuros processos de tomada de decisão.

Pretende-se responder às seguintes questões:

- Tendo em vista as duas práticas atualmente em uso no Brasil -aterro industrial e reciclagem-, quais seriam os impactos ambientais decorrentes do incremento da segunda?

- A incineração com geração de energia poderia ser uma alternativa de destinação ambientalmente viável para o caso brasileiro?

- Quais são os impactos do sistema de logística reversa implantado no Brasil e em que pontos do ciclo estariam as melhores oportunidades de melhoria?

Para o desenvolvimento da tese, além de amplo levantamento bibliográfico sobre ACV no Brasil e no mundo, optou-se por adotar a metodologia da ISO 14040, que estabelece os princípios e as fases da ACV. Para a etapa de avaliação de impacto, selecionou-se o método ReCiPe 2008 e utilização do software SimaPro. Dados secundários foram obtidos a partir da literatura e do banco de dados Ecoinvent.

Como objeto de análise, optou-se pela realização de um estudo de caso do estado do Rio de Janeiro, escolhido não somente por ter uma grande população, mas também, por possuir uma massiva frota de veículo automotores, além da facilidade de obtenção dos dados primários (DENATRAN, 2016; IBGE, 2016). Com 16 milhões de habitantes, o Rio de Janeiro é o terceiro estado mais populoso do País e tem cerca de seis milhões de veículos leves. Sua demanda de óleos lubrificantes foi estimada em cerca de 118 milhões de toneladas em 2014.

A tese está dividida em 7 capítulos. O primeiro é o da introdução. O segundo capítulo apresenta o mercado dos plásticos, das embalagens plásticas e de óleos lubrificantes no Brasil e no mundo, as opções de gestão e descarte pós-consumo. O terceiro apresenta a legislação ambiental pertinente sobre resíduos sólidos, resíduos perigosos e destinação pós-consumo no setor de plásticos, embalagens e de óleos

lubrificantes, tanto no âmbito nacional como no internacional. No quarto capítulo, é apresentada a evolução histórica da ACV no Brasil e no mundo, assim como os conceitos dessa ferramenta. No capítulo cinco é descrita a metodologia de avaliação de ciclo de vida. O sexto capítulo corresponde ao estudo de caso, apresentando a sua descrição, o modelo de pesquisa utilizado e as etapas de concepção, a estruturação e aplicação da metodologia de ACV, e os resultados. Finalmente, o capítulo 7 contém as conclusões e as recomendações do trabalho.

2. Plásticos, Embalagens Plásticas e Óleo Lubrificante

Nos últimos 150 anos, os plásticos têm sido elementos chave para o desenvolvimento de novos produtos e tecnologias. Trata-se de uma indústria em desenvolvimento constante, possibilitando inovações em diversos setores da economia.

Os plásticos (em sua maior parte, pois existem também os bioplásticos, feitos de cana-de-açúcar) e os óleos lubrificantes são produtos derivados do petróleo, porém somente 4% da produção mundial de petróleo e gás é empregada como matéria-prima para a produção de plásticos, e outros 3 a 4% são usados como energia no processo (HOPEWELL, DVORAK E KOSIOR, 2009, THOMPSON *et al.*, 2009).

A partir do refino do petróleo ou gás natural obtém-se a nafta, matéria-prima básica para a produção dos monômeros (eteno, benzeno, propeno, etc.). A fabricação das resinas se inicia com a conversão desses monômeros em polímeros, geralmente encontrados nas formas de *pellets*, flocos ou pó. Esses *pellets* normalmente recebem aditivos, como corantes, estabilizadores, proteção UV, etc. (SIQUIM/EQ/UFRJ, 2003).

As resinas plásticas possuem características e propriedades que as tornam ideais para uma aplicação muito ampla, podendo ser de dois tipos:

- Termoplásticas: moldáveis, pois amolecem ao serem aquecidos e enrijecem ao esfriarem. Exemplos: polietileno (PE), poli (cloreto de vinila) (PVC), polipropileno (PP).
- Termofixas: após atingirem seu estágio final como produto, não podem ser remodeladas por aquecimento. Exemplo: poliuretano (PU), poliéster, silicone.

Os plásticos de engenharia são um subgrupo dos termoplásticos que possuem características de alta performance mecânica, térmica, elétrica e química e são utilizadas na engenharia normalmente para substituir peças metálicas. Exemplo: policarbonato (AMERICAN CHEMISTRY COUNCIL, 2013).

Por ser um material muito versátil, barato e durável, o plástico pode ser aplicado a diversos setores da indústria e para variados fins, tais como materiais de construção civil, eletroeletrônicos, automóveis e embalagens, facilitando o desenvolvimento de produtos e beneficiando a sociedade em diversas maneiras (PLASTICS EUROPE, 2016).

A produção de vários produtos a partir das resinas é realizada pelas empresas transformadoras de plásticos. Os principais métodos utilizados na fabricação de produtos plásticos são a extrusão, injeção, sopro e rotomoldagem, e a escolha vai depender do produto final desejado. A descrição detalhada desses processos está fora do escopo deste trabalho, mas pode ser encontrada no site do *American Chemistry Council* (FRANKLIN ASSOCIATES, 2011).

As principais aplicações das principais resinas são (EPA, 2015):

- Polietileno de alta densidade (PEAD): é utilizado para uma variedade de produtos, incluindo a fabricação de garrafas, embalagens, tambores, tanques de combustível de automóveis, e produtos domésticos. Também é utilizado para a fabricação de embalagens de diversos produtos químicos domésticos e industriais, tais como detergentes e amaciantes, e pode também ser utilizado na fabricação de outros produtos, como berços, pallets e contêineres.

- Polietileno de baixa densidade (PEBD): é utilizado basicamente para a produção de embalagens flexíveis, como as de alimentos, e em outras aplicações que não são embalagens, como sacolas plásticas.

- Polietileno de baixa densidade linear (PEBDL): é mais resistente que o PEBD, por isso pode ser utilizado para a produção de filmes plásticos resistentes.

- Poli (tereftalato de etileno) (PET): o maior uso de PET é para a produção de fibras, chamadas de poliéster. O PET também é muito utilizado na produção de embalagens de bebidas, incluindo água e refrigerantes. Também é utilizado em aplicações elétricas e na produção de outros tipos de embalagens.

- Polipropileno (PP): é utilizado na produção de embalagens, de partes de automóveis, ou para a produção de fibras sintéticas. Pode também ser empregado para a produção de canos, conduítes, fios e cabos.

- Poliestireno (PS): possui aplicações em diversos produtos, principalmente em produtos domésticos, construção civil, eletrônicos, brinquedos e embalagens de alimentos.

- Policloreto de vinila (PVC): pode ser produzido tanto como resina rígida ou flexível. O PVC rígido é utilizado na fabricação de canos, conduítes e telhas, e o PVC flexível pode ser usado na fabricação de revestimento de fios e cabos, cortinas de chuveiro e fibras revestidas.

As embalagens plásticas de óleo lubrificante são compostas por polietileno de alta densidade (PEAD) – corpo - e polipropileno (PP) - tampa.

Os óleos lubrificantes são produzidos a partir de óleos minerais básicos derivados do petróleo e acrescidos de aditivos. Esses aditivos podem ser, por exemplo, antioxidantes, detergentes e/ou anticorrosivos, e irão conferir ao óleo características específicas. Os óleos lubrificantes são utilizados em máquinas industriais e veículos com a função de evitar atritos, corrosões e desgastes que causam danos à parte mecânica dos equipamentos (LOVÓN-CANCHUMANI, 2012; SOHN, 2007). Como o objeto deste

trabalho são as embalagens de óleos lubrificantes, não serão abordados maiores detalhes sobre a produção dos óleos lubrificantes.

2.1. O Mercado de Plásticos e Embalagens Plásticas no Brasil e no Mundo

A produção mundial de plásticos em 2015 foi de 322 milhões de toneladas. A Figura 1 mostra a produção global de materiais plásticos (somente termoplásticos e poliuretanos), sendo os maiores produtores a China, representando 27,8% do mercado (90 milhões de toneladas), o restante da Ásia, constituindo 16,7% do mercado (54 milhões de toneladas). Europa e NAFTA (Estado Unidos, Canadá e México) encontram-se empatados em terceiro, com 18,5% do mercado (60 milhões de toneladas). A produção de plásticos pela América Latina representou 4,4% do mercado em 2015 (PLASTICS EUROPE, 2016).

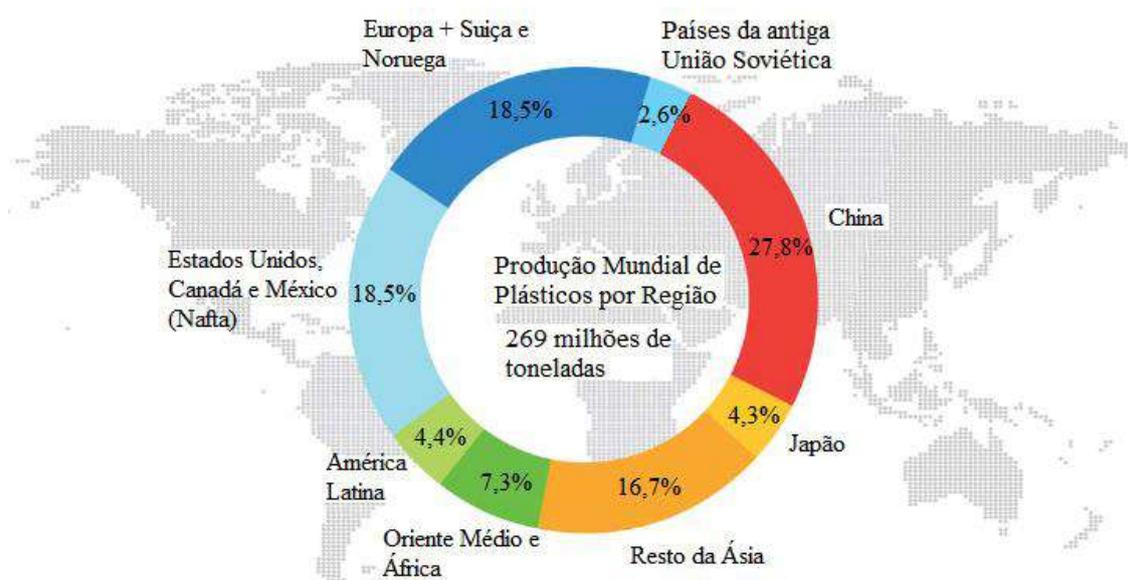


Figura 1. Produção de plásticos no mundo.
Fonte: adaptado de PLASTICS EUROPE, 2016.

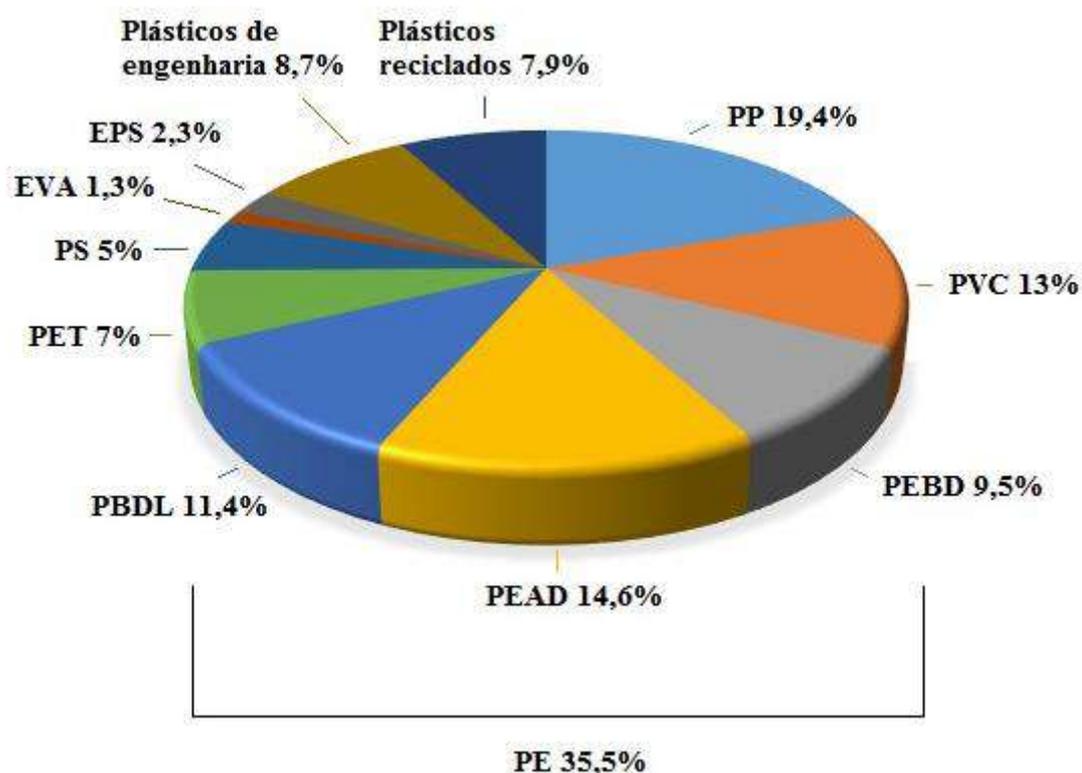
Tomando como referência a União Europeia, segundo maior produtor de plásticos do mundo, o setor de embalagens é o que mais demanda polímeros, representando 40% do mercado em 2015, e as resinas que representam a maior fatia do mercado em termos de demanda são o polietileno e o polipropileno (PLASTICS EUROPE, 2016).

O Brasil possui 11 559 empresas produtoras de transformados plásticos, sendo, em sua maioria (93%), pequenas e microempresas. As empresas de grande porte são as que fazem parte de setores que produzem em escala mundial, como o de alimentos,

bebidas, e o setor automotivo. São elas que direcionam o crescimento e as melhorias tecnológicas do setor e que demandam a maior parte das resinas plásticas produzidas no Brasil (aproximadamente 92%). Elas obtêm essas resinas diretamente das petroquímicas, ao passo que as empresas de pequeno porte compram as resinas das distribuidoras (ABIPLAST, 2015).

A produção de transformados plásticos em 2015 sofreu uma redução de 8,7% em relação à de 2014, atingindo aproximadamente 6,6 milhões de toneladas (ABIPLAST, 2015). Esse valor foi muito parecido com o de 2009, quando o país sofreu as consequências da crise econômica mundial. A demanda por tipo de transformado plástico está representada no Gráfico 1, mostrando que a maior parcela (35,5%) por de polietileno, seguida por polipropileno (19,4%) e PVC (13%).

Gráfico 1. Mercado de plásticos no Brasil.



Fonte: adaptado de CHERUBI E RIBEIRO, 2015.

Os principais setores consumidores de transformados plásticos no Brasil em 2013, segundo a ABIPLAST (2015), foram: construção civil (25,7%), alimentos (19%), automóveis e autopeças (12,1%), máquinas e equipamentos (7,3%), produtos de metal (6,7%), bebidas (5,8%) e móveis. Os outros setores -papel e celulose; perfumaria, higiene

e limpeza; agricultura; eletrônicos; químico; têxtil; farmacêutico; etc.- tiveram menos de 4% de participação cada, como mostra o Gráfico 2 abaixo.

Gráfico 2. Demanda por transformados plásticos por setor no Brasil em 2016.



Fonte: ABIPLAST, 2016.

A cada ano, cerca de 305 milhões de embalagens de óleos lubrificantes são produzidas no Brasil, sendo 10 milhões de baldes e bombonas plásticas (80% dos quais são de plástico), 15 milhões de galões de 3 a 5 litros, 200 milhões de frascos plásticos de 1 litro e 80 milhões de frascos plásticos de meio litro. Do total, 70% são de óleos automotivos e 30% de óleos industriais (SINDICOM, 2016).

2.2. O Mercado de Óleos Lubrificantes no Brasil e no Mundo

Óleos básicos minerais são derivados de petróleo que constituem a matéria-prima principal utilizada para a fabricação de óleos lubrificantes acabados, formados a partir da

mistura de aditivos (antioxidantes, anti ferrugens, anti desgastes, entre outros) aos óleos básicos a fim de garantir a performance adequada. Estes são utilizados em veículos e máquinas industriais com o objetivo principal de evitar danos na parte mecânica desses equipamentos ocasionada por atritos, corrosões e mudanças bruscas nas temperaturas internas (CAMARA, PERES e CHRISTIANINI, 2010).

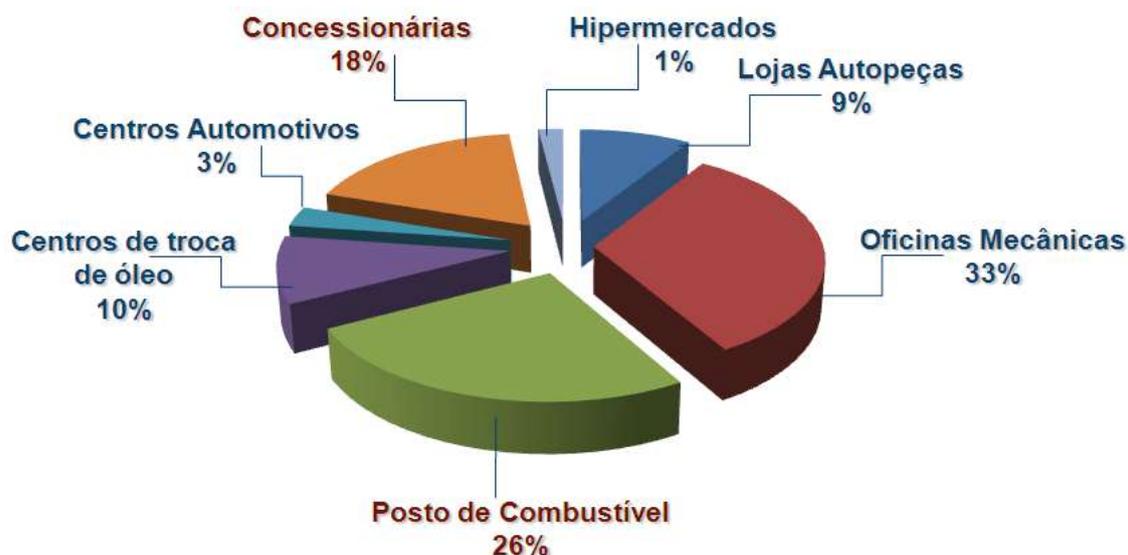
Os maiores consumidores de lubrificantes no mundo são China, Estados Unidos, Japão, Índia e Rússia, respectivamente. Os quatro países BRIC (Brasil, Rússia, Índia e China) foram responsáveis por mais de um quarto da demanda global de lubrificantes (GOSALIA, 2012).

Aproximadamente 36,36 milhões de m³ de óleos lubrificantes foram consumidos no mundo em 2014, e estima-se que o consumo chegue a 43,87 milhões de m³ em 2022, sendo em torno de 60% óleos para motores de automóveis e 30% óleos destinados ao uso na indústria (GRAND VIEW RESEARCH, 2016). Cerca de 50% dos óleos lubrificantes consumidos são perdidos durante a utilização (através de processos de combustão, evaporação, resíduos de óleo que ficam nas embalagens, etc.). Os restantes 50% representam a fração de óleos usados que pode ser recolhida e tratada (MONIER, LABOUZE e SOFRES, 2001; UNEP, 2012).

Segundo a Agência Nacional do Petróleo (ANP), existem nove principais produtores de óleo lubrificante associados ao SINDICOM (Sindicato Nacional das Empresas Distribuidoras de Combustíveis e de Óleos Lubrificantes) no Brasil, representando 85% do óleo produzido no país. São eles: Petrobras, Ipiranga, Shell, Cosan (Móbil), Chevron, Castrol (BP), Total, Petronas e Repsol e YPF. Outros 10% são produzidos por 72 empresas associadas ao SIMEPETRO (Sindicato Interestadual das Indústrias Misturadoras e Envasilhadoras de Produtos Derivados de Petróleo), e os 5% restantes são fabricados por 76 pequenas empresas.

A comercialização do óleo lubrificante no Brasil é controlada pela ANP e pode ser feita a granel, dispensando embalagens, ou o óleo pode ser acondicionado em embalagens plásticas de PEAD que variam em volume normalmente entre 200ml e 20L, e são comercializadas por postos de gasolinas, oficinas mecânicas, concessionárias, entre outros, nas proporções mostradas no Gráfico 3.

Gráfico 3. Distribuição dos canais de revenda de óleo lubrificante.



Fonte: FGV, 2012.

Por não se tratar de uma operação simples, que requer equipamentos próprios (de suspensão do carro, armazenamento do óleo usado, etc.), a troca de óleo combustível dos veículos é realizada quase em sua totalidade em um dos tipos de estabelecimentos comerciais citados acima, sendo considerada ínfima (menor do que 5%) a quantidade de óleo lubrificante consumida fora de um desses locais (FGV, 2012).

Os principais mercados consumidores de óleo lubrificante no Brasil são os setores de transportes rodoviários (veículos leves e pesados), ferroviários, marítimos/fluviais, industrial, mineração e agroindústria, e concentram-se principalmente nas regiões sul e sudeste, representando 70% do mercado (FGV, 2012).

No Brasil, em 2015, a produção de óleo lubrificante foi de, aproximadamente, 1,4 milhões de m³, sendo, aproximadamente, 71,64% automotivos e 28,36% industriais. As importações e exportações foram de 38 000 m³ e 38 700 m³, respectivamente.

2.3. Gestão dos Plásticos e das Embalagens de Óleo Lubrificante Pós-Consumo

O aumento na geração de resíduos no mundo exige estratégias de gestão que integrem opções ambientalmente sustentáveis (LAURENT *et al.*, 2014). Existe uma demanda pela escolha de tecnologias adequadas que visem à melhoria do meio ambiente e da saúde humana, promovendo o reuso e a reciclagem, assim como programas de prevenção de geração de resíduos e de responsabilidade compartilhada entre produtores e consumidores.

Além disso, outros desafios incluem a redução dos impactos de longo prazo relacionados à gestão de resíduos, tais como o uso de energia e as mudanças climáticas, que devem ser solucionados focando-se na redução da emissão de gases de efeito estufa e na recuperação energética de resíduos (PIRES, MARTINHO e CHANG, 2011).

A gestão de resíduos plásticos pós-consumo está inserida em um contexto mais amplo, que é a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU). Os RSU são resíduos gerados principalmente nos grandes centros urbanos, em domicílios e em áreas públicas, durante a produção, consumo e transformação de bens (MAGRINI *et al.*, 2012). Matéria orgânica, plásticos, papéis, vidros, entre outros materiais, fazem parte da composição dos resíduos sólidos urbanos. Grande parte desses resíduos pode ser reciclada, mas isso dependerá de uma boa política de gestão de resíduos, incluindo um sistema de coleta seletiva bem estruturado e parcerias com recicladoras (MAGRINI *et al.*, 2012).

Segundo dados da ABRELPE (2015), foram geradas 79,9 milhões de toneladas de resíduos sólidos no Brasil em 2015. Destes, 72,5 milhões de toneladas foram coletados, representando 90,8%. Ou seja, 7,3 milhões de toneladas de resíduos não foram coletados, e tiveram, conseqüentemente, destinação inadequada. A maioria dos resíduos coletados (58,7%) foi destinada a aterros sanitários, contudo grande parte ainda foi depositada, inadequadamente, em aterros controlados (24,1%) ou lixões (17,2%).

Pesquisas da ABRELPE (2015) também indicam que 3 859 municípios do país (de um total de 5 564) apresentam alguma iniciativa de coleta seletiva, apesar de que não necessariamente essa coleta abrange a totalidade da área urbana de cada município.

Do total de resíduos sólidos gerados no Brasil, os plásticos representam 13,5%, constituindo o principal produto reciclável que é não é destinado adequadamente para empresas de reciclagem (ABIPLAST, 2015).

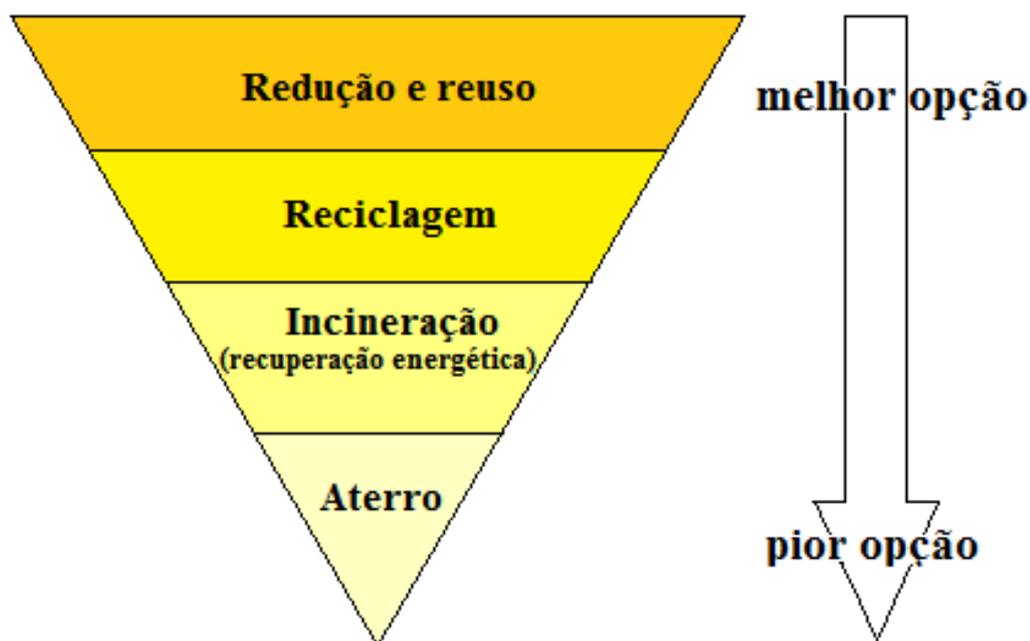
A maioria dos artigos plásticos consumidos tornam-se resíduo em menos de um ano, ou, no pior cenário, como é o caso de muitos tipos de embalagens plásticas, após um único uso. Ainda assim, e talvez por esse motivo, os plásticos passaram a serem vistos como uma fonte de matéria-prima valiosa, podendo ser transformados em outros materiais poliméricos ou em energia (AL-SALEM, LETTIERI e BAEYENS, 2010).

Os resíduos plásticos são motivo de preocupação principalmente quando o descarte é feito de forma incorreta e eles são dispersos no meio ambiente. Com cada vez menos espaços nos aterros, escassez de espaço para criação de novos e custos cada vez mais elevados, novas técnicas têm surgido para a disposição e tratamento de resíduos plásticos (MAGRINI *et al.*, 2012).

Segundo a hierarquia da gestão de resíduos, apresentada na Figura 2, a prioridade deve ser dada à redução do uso de recursos, seguida do reuso, da reciclagem, da incineração e, como última opção, o descarte em aterros sanitários. A redução do uso de recursos resulta também na menor geração de resíduos, e pode ser entendida tanto como a redução no uso e consumo de produtos plásticos pelo consumidor, como por uma redução na quantidade de resinas plásticas demandadas pela indústria para a fabricação de produtos.

Decorrente da durabilidade e resistência dos materiais plásticos, o reuso é uma prática comum para vários artigos plásticos. Porém, eventualmente, após diversos usos, os plásticos começam a se degradar e é necessário o seu reprocessamento. Nesse caso, a opção de gestão mais recomendada é a reciclagem (AZAPAGIC, EMSLEY e HAMERTON, 2003). Com o número cada vez maior de exigências ambientais, a reciclagem tem sido cada vez mais indicada como melhor opção para os produtos no pós-consumo, assim como os diferentes tipos de incineração. O aterro representa a última alternativa desejável.

Figura 2. Hierarquia da gestão de resíduos.



Fonte: adaptado de AZAPAGIC, EMSLEY e HAMERTON, 2003.

Os óleos lubrificantes, segundo a classificação da NBR 10.004, são resíduos perigosos classe I. Por conterem restos de óleo, suas embalagens também são consideradas resíduos perigosos e devem seguir uma gestão pós-consumo diferente das

embalagens plásticas comuns encontradas nos resíduos sólidos urbanos. As embalagens de óleo lubrificante usadas representam 2% do total de resíduos plásticos gerados no Brasil (FREITAS, 2011).

A logística reversa é um mecanismo de gestão muito utilizado para a recuperação de resíduos e inclui as operações de recuperação, inventário de produtos e materiais, incluindo a coleta, desmantelamento e processamento de bens usados, partes de produtos ou materiais. Os passos principais são a coleta dos produtos, separação e destinação correta (RAVI e SHANKAR, 2005; AGRAWAL, SINGH e MURTAZA, 2015).

A logística reversa de óleos lubrificantes é praticada no Brasil desde 1950. Algumas normas e resoluções da ANP e do Ministério do Meio Ambiente têm servido para aprimorar essa gestão e serão melhor descritas no Capítulo 3 (FGV, 2012).

Os óleos lubrificantes usados podem ser recuperados para serem utilizados novamente em motores, reduzindo a demanda por petróleo para a fabricação de óleo virgem e reduzindo a carga de poluentes lançados no meio ambiente. Dentre as diferentes opções de tratamento utilizadas, as que se destacam são (LOVÓN-CANCHUMANI, 2012):

- Rerrefino: reconverter o óleo lubrificante usado em óleo base que, com o acréscimo de aditivos, pode ser utilizado como óleo lubrificante;

- Reprocessamento: converter o óleo lubrificante usado em um material que possa ser utilizado para outros fins, como a geração de energia em incineradores, por exemplo.

Em relação às embalagens de óleos lubrificantes, a gestão destes resíduos também segue a hierarquia apresentada anteriormente, porém, por serem perigosos por causa do óleo que sobra nas embalagens usadas, além das opções de redução, reciclagem e incineração, esses resíduos também podem ser coprocessados e, como última opção, serem descartados em aterros industriais (MAROUN, 2006).

A reciclagem de materiais tem sido considerada favorável em relação às outras alternativas de tratamento de resíduos sólidos. A reciclagem, segundo a EPA (2015), inclui as fases de coleta de materiais descartados, sua separação e processamento para que sejam transformados em novos produtos e então comercializados.

A reciclagem pode ser classificada em reciclagem primária, secundária, terciária e quaternária.

a) Reciclagem primária

A reciclagem primária é a realizada na indústria, durante o ciclo de produção, a partir de refugos da produção. É o reprocessamento de materiais pré-consumo (ROLIM, 2000, *apud* PINTO 1995) e não sendo aplicada, via de regra, a resíduos (resíduos plásticos inclusive) pós-consumo, pois pressupõe o processamento de resíduos limpos ou semilimpos e de materiais com características semelhantes. Para resíduos pós-consumo, a reciclagem utilizada é a mecânica.

b) Reciclagem secundária

A reciclagem secundária, ou mecânica, é o reprocessamento mecânico de materiais e é o método mais utilizado de reciclagem, embora sua eficiência diminua quando há muita contaminação ou mistura de resinas, no caso dos plásticos (AL-SALEM, LETTIERI e BAEYENS, 2010).

São necessários programas de coleta seletiva e logística reversa para que haja a separação adequada dos produtos e resinas plásticas para reciclagem. Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), entende-se por coleta seletiva a “coleta de resíduos sólidos previamente segregados conforme sua constituição ou composição” e a logística reversa como sendo um “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”.

A partir desses dois instrumentos, as empresas recicladoras de materiais podem mais facilmente iniciar o processo de reciclagem, que ainda envolve os processos de separação de materiais de acordo com as diferentes resinas plásticas, trabalho normalmente manual; moagem do material para reduzir seu tamanho, transformando-o em flocos, grânulos ou pó; lavagem com água, para retirar contaminantes e resíduos (essa água deve ser destinada para tratamento adequado posteriormente); aglutinação, para compactação do material. O processamento é a última etapa que deve ser realizada nas empresas transformadoras, que irão converter os resíduos plásticos em novos produtos (PARENTE, 2006).

c) Reciclagem terciária

A reciclagem terciária, ou química, é a reciclagem que envolve processos de despolimerização (AL-SALEM, LETTIERI e BAEYENS, 2010; HOPEWELL, DVORAK e KOSIOR, 2009), formando químicos intermediários que podem ser utilizados como matéria-prima para a produção de novos produtos petroquímicos ou de plásticos (KUMAR, PANDA e SINGH, 2011, BRITISH PLASTICS FEDERATION, 2011).

Entre os processos de reciclagem terciária encontram-se a pirólise, a gaseificação, a hidrogenação, entre outros. Devido à natureza dos plásticos, esse é um tratamento favorável para diversos tipos de polímeros. Por exemplo, o PET pode ser facilmente despolimerizado, e o polietileno parece ser uma potencial matéria-prima para tecnologias de produção de combustíveis, como a gasolina (AL-SALEM, LETTIERI e BAEYENS, 2009).

A principal vantagem da reciclagem química é a possibilidade de tratamento de polímeros heterogêneos contaminados com pouca necessidade de pré-tratamento. As dificuldades envolvem os altos custos e a formação de compostos clorados, dependendo da matéria-prima utilizada (AL-SALEM, LETTIERI e BAEYENS, 2009).

d) Reciclagem quaternária

A reciclagem quaternária é a incineração com geração de energia. É a queima de plásticos para geração de calor, vapor ou energia (AL-SALEM, LETTIERI, BAEYENS, 2010; HOPEWELL, DVORAK e KOSIOR, 2009). Com as novas tecnologias existentes, os incineradores fazem uso de sistemas de controle de emissões de gases e de mistura de resíduos para queimas a altas temperaturas, e podem ser utilizados para materiais com diferentes características químicas, físicas e biológicas (SANTOLERI, 2011).

O poder calorífico elevado dos plásticos, entre 42-52 MJkg⁻¹, faz com que eles sejam uma conveniente fonte de energia. Adicionalmente, no processamento de espumas e grânulos para produção de energia, também ocorre a destruição de agentes nocivos, como o CFC (AL-SALEM, LETTIERI e BAEYENS, 2010; HOPEWELL, DVORAK e KOSIOR, 2009). Outra vantagem dos plásticos é que eles possuem baixos teores de água em sua composição, sendo materiais bons para a incineração com geração energética (SUKSANKRAISORN, PATUMSAWAB e FUNGTAMMASAN, 2010), uma vez que o aumento da umidade reduz a eficiência da combustão devido ao alto calor latente de

vaporização da água, assim como corrobora para a emissão de gases como o NO e NO₂, CO e SO₂.

A redução no volume de resíduos é outra vantagem da incineração, sendo que, para os plásticos incinerados a diminuição de volume é estimada em 85-90% em relação ao volume dos plásticos descartados, o que representa uma redução do problema da destinação desses rejeitos para aterros (AL-SALEM, LETTIERI e BAEYENS, 2010; HOPEWELL, DVORAK e KOSIOR, 2009).

Além disso, apesar de demandar altos investimentos para implantação e operação, as plantas de incineração podem ser construídas próximas às fontes geradoras de resíduos, reduzindo os gastos com transportes, e a energia gerada pode ser revendida para compensar os custos operacionais (MAGRINI *et al.*, 2012).

Entre os problemas da incineração estão a destinação final das cinzas produzidas e a emissão de gases que se formam a partir da combustão dos resíduos, como as dioxinas e furanos, compostos reconhecidamente tóxicos. No entanto, novas tecnologias disponíveis já permitem o controle dessas emissões (PORTEUS, 2001).

Em países como a China e o Japão, a incineração, inclusive *waste-to-energy*, é a principal opção utilizada para tratamento de resíduos sólidos e perigosos, e é uma destinação também amplamente disseminada na Europa. Esse método ainda não é utilizado no Brasil para a recuperação de resíduos plásticos, somente para alguns tipos de resíduos perigosos, como os de serviço de saúde (MENESES, SCHUHMACHERA e DOMINGO, 2004; FRIEDGE e FENDEL, 2011; MORSELLI *et al.*, 2011). Esse método ainda não é utilizado no Brasil para a recuperação de resíduos plásticos, somente para alguns tipos de rejeitos perigosos, como os de serviço de saúde (MENESES, SCHUHMACHERA e DOMINGO, 2004; FRIEDGE e FENDEL, 2011; MORSELLI *et al.*, 2011).

Outra forma de tratamento desses resíduos, como já mencionado, é o coprocessamento, que é o reaproveitamento de resíduos por meio da sua incorporação nos processos de fabricação de cimento. O resíduo serve como substituto parcial de matéria-prima ou combustível, e as cinzas são incorporadas ao produto final de forma controlada e ambientalmente correta. Os fornos de cimento funcionam a altas temperaturas, normalmente entre 1 400°C e 1 500°C, e são suficientes para destruir termicamente qualquer matéria orgânica passando-se o tempo de processamento necessário (variável para cada tipo de resíduo). Esses fornos devem ter controle de

emissões para evitar poluição atmosférica por SO_x (óxidos de enxofre), NO_x (óxidos de nitrogênio) e particulados (MAROUN, 2006; COPROCESSAMENTO, 2015).

A sua grande vantagem é a de ser um tratamento bastante econômico, e, por isso, muito utilizado no tratamento térmico de resíduos. Também é um processo em que as cinzas são incorporadas ao produto final, e os resíduos podem ser aproveitados energeticamente. A limitação ao coprocessamento vai depender da composição dos resíduos perigosos (MAROUN, 2006).

A disposição em aterros industriais não é uma forma de tratamento, mas sim de descarte de resíduos. Os aterros industriais são projetados em grandes áreas confinadas para receber o tipo de resíduo adequado. Existem aterros para resíduos classe I (perigosos) e classe II (não perigosos). O tipo de controle necessário e de impermeabilização é o que diferencia esses tipos de aterro.

Um aterro industrial deve ser impermeabilizado intercalando-se material polimérico de alta densidade e camadas de argila. Deve possuir tratamento específico de gases e de líquidos percolados, contando com um sistema adequado de drenagem e remoção desses líquidos. O monitoramento das águas subterrâneas e das emissões é essencial, assim como a análise da composição dos resíduos depositados.

Os aterros industriais possuem a vantagem de poderem receber uma grande variedade de resíduos e terem custos inferiores a outros tipos de tratamento de resíduos, como a incineração. Porém, necessitam de grandes áreas para construção e instalação, e de monitoramento constante dos passivos ambientais gerados (MAROUN, 2006).

A Figura 3 é um esquema das principais rotas de destinação apresentadas acima.

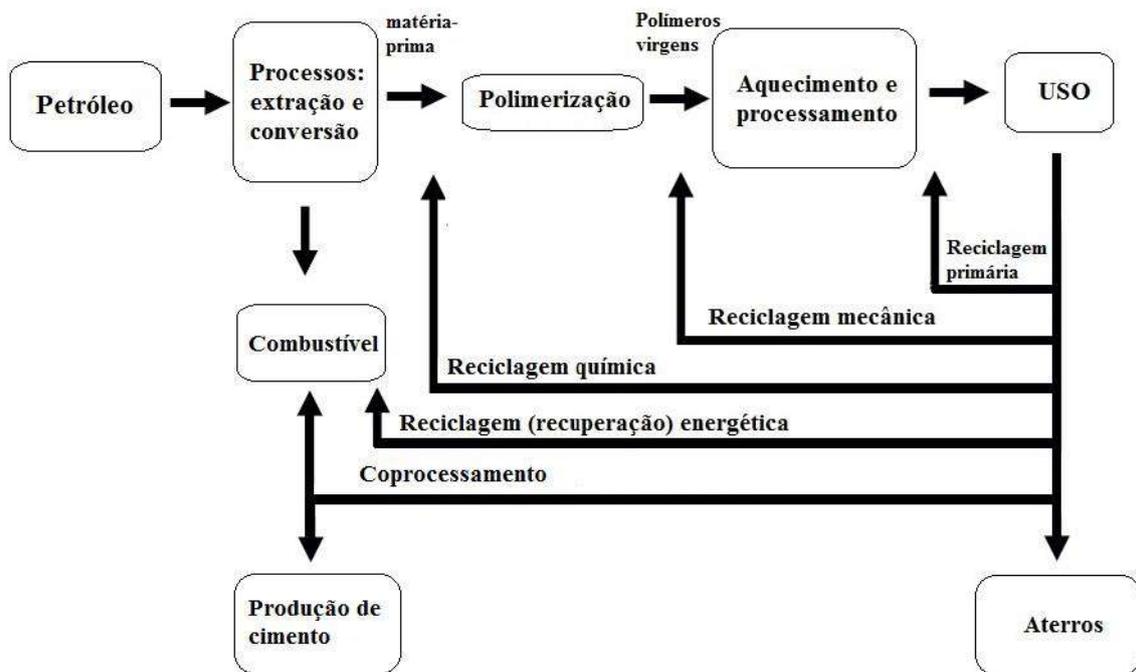


Figura 3. Produção e destinação de rotas de destinação de plásticos pós-consumo.
 Fonte: adaptado de AL-SALEM, LETTIERI e BAYENS, 2010.

3. Legislação Nacional e Internacional de Resíduos e ACV

Para fins do presente estudo, a análise da legislação internacional e nacional sobre a gestão de embalagens de óleo lubrificante pós-consumo concentra-se na identificação das legislações aplicáveis, das possíveis destinações finais para resíduos perigosos, e das responsabilidades da cadeia produtiva e do governo em relação à gestão de óleos lubrificantes e suas embalagens.

3.1. Legislação Nacional

No Brasil, o aumento da preocupação com o tema ambiental teve início em meados dos anos 80, quando se tornaram mais evidentes os impactos ambientais gerados pela concentração da população nas grandes cidades, suscitando questões relacionadas ao saneamento, a exemplo da gestão do lixo e do esgoto, e da disponibilidade de água para o abastecimento urbano.

A relevância do tema em nível nacional reflete-se na Constituição Federal de 1988, em que foi introduzido um capítulo específico VI- Do Meio Ambiente (art.225) que trata de forma abrangente questões ambientais, reservando à União, aos estados, ao Distrito Federal e aos Municípios a tarefa de proteger o meio ambiente e de controlar a poluição (FGV, 2012).

a) Resíduos Sólidos

A primeira lei a tratar da conservação de recursos naturais e preservação ambiental no país foi a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente. Contudo, apesar de dispor sobre a exaustão dos recursos naturais, essa lei não aborda a disposição de recursos ou reciclagem.

Posteriormente, a Lei nº 9.605, de 12 fevereiro de 1998, Lei de Crimes Ambientais, em seu artigo V, Seção III, prevê pena de reclusão de um a cinco anos a quem causar poluição de qualquer natureza que resulte em danos à saúde humana, ou que cause danos significativos à flora ou fauna (mortalidade de animais) advindos de lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, óleos ou substâncias oleosas, ou detritos, descumprindo exigências estabelecidas em leis ou regulamentos vigentes.

Atualmente, o Brasil possui dois marcos legais relacionados à gestão de resíduos sólidos: a Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007, que estabelece a Política Nacional de Saneamento e a Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional

de Resíduos Sólidos (PNRS), e também altera a Lei nº 9.605/1998, que dispõe sobre sanções penais para ações que causam danos ao meio ambiente, responsabilizando o poder público e os geradores por sua execução, e tornando-os passíveis de multas pelo seu descumprimento.

A primeira define saneamento básico como um conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas. Em seu artigo 7º determina que, para efeitos da Lei, a coleta, transporte, seleção e triagem com destinação ao reuso e à reciclagem, assim como o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos urbanos devem ser realizados pelos serviços públicos de limpeza urbana e serem considerados no manejo de resíduos sólidos urbanos.

O estabelecimento do Plano Nacional de Saneamento Básico (PlanSab), previsto nessa Lei, consiste em um planejamento integrado de saneamento básico composto pela União junto ao Ministério das Cidades para abranger o tema do manejo de resíduos sólidos, esgotamento sanitário, drenagem de água e abastecimento de água potável, como descrito no parágrafo 1º, art. 52. A partir do Decreto nº 8.141/2013 e da Portaria nº 171/2014, sua elaboração foi concretizada, trazendo um levantamento e análise da legislação e competências institucionais relacionadas ao saneamento básico, além dos princípios fundamentais para elaboração do PlanSab. Ali foram estabelecidos cenários e metas de curto, médio e longo prazo para a implementação de políticas de saneamento básico no país, com um horizonte de 20 anos (2014-2033).

A Lei nº 12.305/2010, também chamada de Lei de Resíduos Sólidos, foi finalmente aprovada em 2010, após um longo período de discussões, iniciadas ao final da década de 80, com o objetivo de regulamentar o manejo de resíduos de serviços de saúde. Nortearam esses debates os princípios estabelecidos na Agenda 21, programa de ação voltado ao desenvolvimento sustentável resultante da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, a RIO -92, sediada no Rio de Janeiro. Na Agenda, foi apontada como causa da degradação do meio ambiente os padrões insustentáveis de produção e consumo, indicando a necessidade de reduzir ao mínimo a geração de resíduos em todas as fases de ciclo do produto ou serviço. Além disso, o chamado manejo adequado dos resíduos sólidos ‘deve ir além do seu depósito ou aproveitamento, ainda que por métodos seguros’ (SCAVAZZI e FARIA, 2010)

Em todo esse período, o grande desafio foi o de conciliar interesses conflitantes de inúmeros agentes. Além do próprio Governo Federal, abrange os estados e municípios,

as indústrias, as entidades ambientalistas e de defesa do consumidor, e em última instância, toda a sociedade afetada pelos problemas ambientais e sociais urbanos, inclusive, a questão dos catadores. Apesar disso, conseguiu-se estabelecer a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto e o sistema de logística reversa, ou seja, a responsabilidade pós-consumo do setor produtivo, com a definição das obrigações de cada ente, abarcando o recolhimento dos produtos e dos resíduos, e a destinação final, de forma adequada. A lei estabelece também os produtos que serão submetidos à logística reversa, nos quais se incluem os óleos lubrificantes, seus resíduos e embalagens.

A lei estabelece a ordem de prioridade para a gestão de resíduos sólidos a ser seguida, e traz as atribuições municipais quanto à coleta seletiva, visto serem esses entes os responsáveis pelo gerenciamento desses resíduos, por determinação constitucional. Dessa forma, eles podem estabelecer incentivos econômicos, inclusive aos consumidores.

Descrevendo sucintamente, as disposições da Lei nº 12.305/2010 estão organizadas em 4 Títulos: Disposições Gerais, a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Diretrizes Aplicáveis aos Resíduos Sólidos, e Disposições Finais e Transitórias.

Em seu Capítulo II, sobre os princípios e objetivos da PNRS, cabe destacar no art. 6 os incisos IV, VII e VIII, que tratam do desenvolvimento sustentável; responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vidas dos produtos; e do valor social e econômico da reutilização e reciclagem de resíduos sólidos, como fator de geração de renda, emprego e promotor da cidadania, respectivamente. No art. 7 constam os objetivos da PNRS, descritos no inciso II como a prevenção, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, assim como da disposição final adequada; no inciso III, como o de incentivar a escolha por produções e consumo de bens e serviços mais sustentáveis, no inciso XI, como o de dar prioridade aos contratos e aquisições do governo a produtos reciclados e recicláveis e bens, serviços e obras que tenham critérios compatíveis com padrões de consumo social e ambientalmente sustentáveis; incluindo no XII, - viés social, tratar os catadores de materiais recicláveis como parte integrante da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos; no XIII - incentivo à implementação da ACV de produtos e serviços; no XIV – estímulo à elaboração de sistemas de gestão ambiental e empresarial com enfoque na otimização de processos produtivos e no reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluídos a recuperação e a reciclagem energética; e no XV – incentivo ao consumo mais sustentável e à rotulagem ambiental.

Dentre os instrumentos para servir de apoio ao cumprimento da PNRS, destacam-se, no art. 8, a coleta seletiva e a logística reversa, assim como outros instrumentos e ferramentas que auxiliem na implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos.

Como consequência fundamental dessa Lei, o acordo setorial para implantação do sistema de logística reversa de embalagens plásticas de óleo lubrificante usadas foi assinado em 2012, obrigando, nos termos da PNRS, a implantação desse sistema, obedecendo ao conceito de responsabilidade compartilhada por meio de cooperação entre as partes.

Os signatários do acordo são:

-Sindicom- Sindicato Nacional das Empresas Distribuidoras de Combustíveis e de Lubrificantes;

-Sindilub- Sindicato Interestadual do Comércio de Lubrificantes

-Sinditr- Sindicato Nacional do Comércio Transportador, Revendedor, Retalhista, Óleo Diesel, Óleo Combustível;

-Fecombustíveis- Federação Nacional do Comércio de Combustíveis e Lubrificantes;

-CNC- Federação Nacional do Comércio de Bens e Turismo

Devem fazer parte do sistema de logística reversa os fabricantes, importadores, comerciantes atacadistas e varejistas de óleo lubrificante, tendo cada participante suas devidas obrigações:

- Consumidores devem retornar as embalagens usadas aos pontos de recebimento dos comerciantes varejistas;

- Os comerciantes deverão armazenar as embalagens vindas dos consumidores e as utilizadas nos próprios estabelecimentos temporariamente, de acordo com as revidas recomendações de órgãos ambientais ou fabricantes e importadores, e retornar aos veículos designados ou centrais de coleta;

- Os fabricantes/importadores devem criar um sistema informatizado para registrar os dados relevantes de todo o processo. Também cabe a eles encaminhar as embalagens para as recicladoras licenciadas.

No estado do Rio de Janeiro, a FEEMA (atual INEA) estabeleceu algumas diretrizes e normas relacionadas à gestão de resíduos sólidos, a serem seguidas pelas empresas atuantes no estado. Em nível estadual, a Lei nº 2.011, de 1992, instituiu o Programa de Redução de Resíduos e estabeleceu metas anuais de redução da geração de

resíduos. Posteriormente, a Lei nº 4.191, de 2003, dispôs sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos, estabelecendo diretrizes para o gerenciamento desses resíduos desde a geração até a disposição final.

b) Resíduos Industriais e Perigosos

Antes da aprovação da Lei do PNRS, as regulamentações em nível federal para o gerenciamento de resíduos sólidos, haviam sido determinadas pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 313, de 2002, que instituiu o Inventário Nacional de Resíduos Industriais e revogou a Resolução CONAMA nº 006, de 1988, sobre licenciamento de obras que gerassem resíduos industriais perigosos no país.

A Norma ABNT NBR 10.004, de 31 de maio de 2004, sobre Resíduos Sólidos, classifica-os de acordo com o processo ou atividade que lhes deu origem, seus constituintes e características, e estabelece a comparação dessas substâncias e constituintes com listagens de resíduos cujos impactos à saúde e ao meio ambiente já são conhecidos.

A periculosidade de um resíduo é definida em função das propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas e se ele apresenta riscos à saúde pública ou ao meio ambiente. Assim sendo, os resíduos são classificados como:

- Resíduos Classe I- Perigosos. Resíduos que apresentam periculosidade, ou uma das características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

- Resíduos Classe II- não perigosos.

Os resíduos Classe II podem ser classificados em:

- Resíduos Classe II A- não inertes. Resíduos que não se enquadram nem como perigosos, nem como inertes, podendo ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

Resíduos Classe II B – Inertes. Resíduos que após o ensaio de solubilização não tiveram nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água (com exceção de aspecto, turbidez, dureza e sabor).

Segundo a referida norma, os resíduos plásticos se enquadram na classificação de resíduos Classe II e os lubrificantes na classificação de resíduos Classe I. Por conterem óleo lubrificante residual, as embalagens plásticas de óleos combustíveis se enquadram na classificação de resíduos perigosos (Classe I).

A ABNT também editou normas relativas ao transporte e armazenamento adequado de resíduos sólidos e resíduos sólidos perigosos. A NBR 7.501/2013 especifica os requisitos para o transporte terrestre de resíduos perigosos a fim de proteger a saúde pública e o meio ambiente. Ela se aplica inclusive a resíduos que possam ser reciclados, e está de acordo com a classificação de resíduos descrita na NBR 10.004/2004 e com a NBR 12.235/1992, sobre armazenamento de resíduos perigosos. Além disso, a NBR 7.501/2013 estabelece a terminologia e a simbologia para rotular produtos perigosos a ser anexada ao transporte e às embalagens, a fim de identificar cuidados e riscos que devem ser tomados no manuseio, movimentação, transporte terrestre e armazenamento desses tipos de produtos.

A NBR 12.235/1992, citada acima, especifica as condições para o armazenamento de todos e quaisquer resíduos Classe I a fim de evitar contaminação do meio ambiente e prejuízo à saúde pública. A Resolução CONAMA nº 316, de 2002, regula o tratamento térmico de resíduos, inclusive de resíduos perigosos.

Para transporte e armazenamento de resíduos perigosos é fundamental que seja realizado treinamento adequado dos funcionários, obrigando-os ao uso de equipamento de proteção individual para manuseio desses resíduos e simulação do plano de emergência para restringir e minimizar possíveis danos decorrentes de acidentes.

O estado do Rio de Janeiro estabeleceu diretrizes para a destinação adequada de resíduos. A Lei Estadual nº 3.007, de 09 de julho de 1998, regulamenta os resíduos tóxicos, seu armazenamento, transporte e queima no estado do Rio de Janeiro. A Diretriz DZ 1.310/2004 é uma metodologia para o Sistema de Manifesto de Resíduos Industriais para o controle desses resíduos no estado, desde a sua geração até a disposição final. O INEA é quem determina a prioridade de vinculação ao sistema de acordo com a periculosidade e quantidade de resíduo gerada. É de responsabilidade do gerador, do transportador e do receptor o preenchimento do manifesto em quatro vias, das quais três devem ser arquivadas após assinadas por cada um dos atores citados, e a última deve ser enviada do receptor para o gerador após 48 horas do recebimento de cada resíduo (INEA, 2009). Os resíduos sólidos não passíveis de tratamento tradicional e que sejam provenientes de fontes poluidoras são regulados pela Diretriz DZ 1.311/2004.

c) Óleo lubrificante e suas Embalagens

Como dito acima, tanto óleos lubrificantes pós-consumo como as suas embalagens são resíduos perigosos por conterem características de toxicidade. O descarte inadequado de óleos lubrificantes no meio ambiente (rios, lagos, mares) ameaça a vida aquática, visto que apenas um litro de óleo pode contaminar milhões de litros de água (WILLING, 2001).

A legislação nacional referente aos óleos lubrificantes e suas embalagens dispõe sobre a gestão de resíduos apenas do óleo usado, sem mencionar suas embalagens; esse é o caso da Resolução CONAMA nº 362/2005 que demanda que os óleos lubrificantes usados ou contaminados sejam recolhidos e destinados adequadamente a fim de não contaminarem o meio ambiente, e sejam tratados para recuperação máxima de seus constituintes. A Resolução determina, como melhor alternativa para recuperação, a reciclagem com rerrefino dos óleos, ou por meio de outros processos tecnológicos-industriais ambientalmente equivalentes ou superiores. O percentual mínimo de coleta de óleos usados deve ser de 30%.

As Portarias ANP nºs 19 e 20, ambas de 2009, definem os requisitos necessários à autorização da atividade de rerrefino, e de coleta, transporte e armazenamento para a posterior destinação adequada do óleo usado ou contaminado, respectivamente.

Considerando as disparidades de coleta de óleos lubrificantes usados/contaminados nas diversas regiões do país, foi estabelecida a portaria MME/MMA nº 100, de abril de 2016, ditando limites mínimos de coleta e destinação adequada de óleos lubrificantes usados até 2019, de acordo com a participação no mercado, a fim de evitar a contaminação do meio ambiente. Na Tabela 1, encontram-se os percentuais mínimos estipulados.

Tabela 1. Percentuais mínimos de coleta e destinação de óleos lubrificantes usados ou contaminados (MME/MMA, 2016).

Ano	Regiões					Brasil
	Nordeste	Norte	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	
2016	33,0%	32,0%	36,0%	42,0%	38,0%	38,9%
2017	34,0%	33,0%	36,0%	42,0%	38,0%	39,2%
2018	35,0%	35,0%	37,0%	42,0%	39,0%	39,7%
2019	36,0%	36,0%	38,0%	42,0%	40,0%	40,1%

Os consumidores são parte imprescindível na implementação e na eficácia da coleta seletiva e da logística reversa de embalagens usadas, nos termos do artigo 6º do Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. No caso das embalagens plásticas de óleos lubrificantes, a responsabilidade por acondicionar e disponibilizar adequadamente as embalagens para devolução ou coleta recai principalmente sobre os trabalhadores que realizam a troca de óleo nos veículos.

O Quadro 1 abaixo apresenta a legislação vigente no Brasil relativa aos resíduos sólidos, resíduos industriais e aos óleos lubrificantes pós-consumo.

Quadro 1. Legislação brasileira relativa a resíduos sólidos, resíduos industriais e óleos lubrificantes

Legislação, normas, portarias e decretos relacionados aos resíduos sólidos
<u>Lei nº 6.938/1981</u> - “Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências”.
<u>Lei nº 9.605/1998</u> - “Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências”.
<u>Lei nº 11.445/2007</u> - “Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico”.
<u>Lei nº 12.305/2010</u> - “Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos”.
<u>Decreto nº 7.404/2010</u> - “Regulamenta a Lei nº 12.305/10, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências”.
<u>Decreto nº 8.141/2013</u> - “Dispõe sobre o Plano Nacional de Saneamento Básico - PNSB, institui o Grupo de Trabalho Interinstitucional de Acompanhamento da Implementação do PNSB e dá outras providências”.
<u>Portaria nº 171/2014</u> - Designa os membros do Grupo de Trabalho Interinstitucional de Acompanhamento da Implementação do Plano Nacional de Saneamento Básico.
Legislação, normas, portarias e decretos relacionados aos resíduos industriais e perigosos.
<u>ABNT NBR 12.235/1992</u> - Armazenamento de resíduos sólidos perigosos.
<u>Resolução CONAMA nº 313/2002</u> - “Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Industriais”.
<u>Resolução CONAMA 316/2002</u> - “Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos”.

<u>ABNT NBR 10.004/2004</u> - Resíduos Sólidos- Classificação
<u>ABNT NBR 7.500/2013</u> - Identificação para o transporte terrestre, manuseio, movimentação e armazenamento de produtos.
<u>ABNT NBR 7.501/2013</u> - Transporte terrestre de produtos perigosos – Terminologia
Legislação, normas, portarias e decretos relacionados aos óleos lubrificantes.
<u>Resolução CONAMA n°362/05</u> - “Dispõe sobre o recolhimento, coleta e destinação final de óleo lubrificante usado ou contaminado”.
<u>Portaria interministerial MME/MMA n°464/07</u> - “Dispõe sobre a responsabilidade dos produtores e os importadores de óleo lubrificante acabado pela coleta de todo óleo lubrificante usado ou contaminado, ou alternativamente, pelo correspondente custeio da coleta efetivamente realizada, bem como sua destinação final de forma adequada”.
<u>Resolução ANP n°19/2009</u> - “Estabelece os requisitos para autorização de rerrefino de óleo lubrificante usado ou contaminado, e a sua regulação”.
<u>Resolução ANP n° 20/2009</u> - “Estabelece os requisitos para autorização de coleta de óleo lubrificante usado ou contaminado e a sua regulação”.
<u>Portaria interministerial MME/MMA n°59/12</u> - Estabelece diretrizes para o recolhimento, coleta e destinação dos óleos usados ou contaminados, determinando os percentuais mínimos de coleta, a serem atendidos pelos produtores e importadores de lubrificantes acabados, por região e no Brasil.
<u>Portaria interministerial MME/MMA n° 100/16</u> - Estabelece diretrizes para metas de coleta de óleo lubrificante usado ou contaminado por estado, por ano.

Fonte: elaboração própria.

3.2. Legislação Internacional

a) Resíduos Sólidos

Na União Europeia, a Diretiva-Quadro de Resíduos (*Waste Framework Directive* 2008/98/EC) objetiva proteger a saúde humana e ambiental contra efeitos danosos causados pela coleta, transporte, tratamento, armazenagem e disposição do lixo em aterros. Ela também define novos objetivos a serem atingidos pelos membros da União Europeia em relação à reciclagem até 2020, incluindo índices de reciclagem de 50% (em peso) de resíduos domésticos e similares e de 70% para resíduos de construção e demolição. Além disso, obriga-os a desenvolverem programas nacionais para prevenção

de geração de resíduos e acordarem com o compromisso da Comissão Europeia de controlá-los.

Essa Diretiva também cria uma hierarquia para a gestão de resíduos, estipulando a prevenção como melhor opção, seguida do reuso, reciclagem, que são preferíveis à recuperação energética, e, em último caso, a disposição em aterros.

A Diretiva Europeia de embalagens e resíduos de embalagens (94/62/EC) visa o controle da geração de resíduos de embalagens e determina limites para a promoção da reciclagem, reuso e outras formas de recuperação de resíduos, considerando a disposição final como última opção. Ela engloba qualquer tipo de embalagem que esteja inserida no mercado europeu, gerada em qualquer fonte (pós-consumo doméstico, industrial, comercial, de serviços, etc.), independente do material.

Nos Estados Unidos, o primeiro Ato a tratar a disposição de resíduos sólidos (*Solid Waste Disposal Act*, SWDA, em inglês) tornou-se lei em 20 de outubro de 1965. A partir de modificações nessa legislação, que se concentrava na problemática de 34 resíduos sólidos, foi gerado o Ato para Recuperação e Conservação de Recursos (*Recovery and Resources Conservancy Act- RRCA*), que se tornou lei em 21 de outubro de 1976.

b) Resíduos Perigosos

A Lista Europeia de Resíduos (*European Waste List*) foi estabelecida pela *Comission Decision* 2000/532/EC e inclui óleo lubrificante como resíduo perigoso, assim como embalagens contendo resíduos ou contaminadas por resíduos perigosos. A Diretiva Europeia-Quadro de Resíduos (*Waste Framework Directive*) (2008/98/EC) possui quatro artigos (do 17º ao 20º) sobre resíduos perigosos, determinando sua nomenclatura adequada, monitoramento e obrigações “do berço ao túmulo”, e proibindo a mistura de resíduos perigosos a fim de evitar riscos para o meio ambiente e a saúde humana.

No que tange aos resíduos perigosos nos Estados Unidos, existe um programa específico de gestão chamado Programa de Resíduos Perigosos (*Hazardous Waste Program*) que estabelece um sistema de controle desses resíduos a partir do momento de geração do recurso até sua destinação final (“do berço ao túmulo”), utilizando, assim, o conceito de ciclo de vida.

c) Óleo Lubrificante e suas Embalagens

Alguns países possuem legislações ou códigos de conduta para a gestão adequada do óleo lubrificante usado e suas embalagens. Na Austrália, o Instituto Australiano de

Petróleo e a Associação de Recicladores de Óleo da Austrália desenvolveu o Código de Prática Ambiental para a Gestão de Óleo Lubrificante Usado e Embalagens de Óleo Lubrificante (no original, *Environmental Code of Practice for the Management of Used Lubricant Oil and Lubricant Oil Containers*) com o objetivo de minimizar os impactos causados pela disposição incorreta de óleos e suas embalagens no meio ambiente, e estabelecer o correto manuseio e armazenagem desses tipos de resíduos. Nesse país, todas as companhias e empresas envolvidas com a indústria do petróleo, assim como autoridades governamentais são elegíveis para tornarem-se signatários do Código, desde que se comprometam a implementá-lo. Em relação à destinação das embalagens de óleo combustível usadas, os signatários estão dispostos a buscarem continuamente processos e recicladores para que a reciclagem das embalagens usadas seja economicamente viável. O código foi substituído, desde 2007, por legislações específicas para cada estado (AUSTRALIAN INSTITUTE OF PETROLEUM, S/N).

Na Europa, a Diretiva 75/439/CEE foi a primeira regulamentação sobre gestão de óleos lubrificantes usados. A fim de evitar a contaminação do meio ambiente e efeitos negativos advindos da disposição incorreta dos óleos usados, propunha-se a criação de um sistema de coleta, armazenamento e tratamento desses resíduos. Antes de ser revogada, essa diretiva foi alterada três vezes, em 1986, 1991 e 2000.

Em 2008, incorporando os aspectos da legislação precedente, foi lançada a Diretiva 2008/98/CE. Nessa Diretiva, o artigo 21 estipula que todos os Estados Membro da União Europeia devem tomar as medidas necessárias para a coleta separada dos óleos lubrificantes usados, garantir que eles sejam tratados segundo a hierarquia de resíduos (art. 4) e assegurar a proteção do meio ambiente e da saúde humana (art. 13). Onde for tecnicamente possível e economicamente viável, diferentes tipos de óleos descartados não devem ser misturados e nem mesclados a outras substâncias, para que seu tratamento correto possa ser realizado.

Em relação às embalagens, a Diretiva 94/62/EC visa harmonizar medidas nacionais de países da União Europeia relativas à gestão de embalagens e resíduos de embalagens, inclusive plásticas, a fim de prevenir os impactos causados ao meio ambiente, e assegurar o bom funcionamento do mercado interno para que não haja distorções, obstáculos ou restrições à competição interna. Apesar de não especificar exatamente o tratamento das embalagens plásticas de óleos lubrificantes, essa Diretiva propõe medidas que visem primeiramente prevenir a geração de resíduos de embalagens, e, em seguida, que visem a reutilização, reciclagem e recuperação a fim de reduzir a

quantidade de resíduos descartada. Tais medidas incluem a obrigatoriedade de os Estados Membros criarem sistemas que garantam o retorno das embalagens usadas para reuso ou tratamento, e o uso da ACV para justificar a destinação ou tratamento utilizado para esses resíduos (EUROPEAN COMMISSION, 2011).

Nos Estados Unidos, em 1978, a EPA demonstrou, pela primeira vez, a intenção de regular a gestão de óleos lubrificantes usados. Classificado como resíduos perigosos, em 1980 os óleos lubrificantes começaram a ser reciclados e a EPA tornou-se a responsável pela supervisão do seu tratamento pós-consumo (EPA, 2006). Na Lei RRCA previamente mencionada, através da 40 CFR (*Code of Federal Regulations - “Part 279 - Standards for the management of used oil”*) são apresentados os padrões para a gestão de óleos lubrificantes usados (EPA, 2006).

Nessa lei, são considerados óleos usados quaisquer óleos que tenham sido refinados a partir do petróleo, ou qualquer óleo sintético, que, após utilizados, estejam contaminados por impurezas químicas ou físicas (EPA, 2006). A norma estipula a reciclagem como melhor tratamento para os óleos usados. No entanto, admite-se também como possível destinação final a queima para fins energéticos. Todavia, cabe ressaltar que nos EUA cada estado pode regulamentar, em consonância com a normativa federal, sua própria gestão de óleos lubrificantes usados.

Finalmente, cabe citar a afirmação de que “O princípio da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, que alcança os fabricantes, importadores distribuidores e comerciantes, os consumidores e os titulares dos serviços públicos de manejo de resíduos sólidos é tema central da lei, e, sem dúvida, inova, na questão, colocando o Brasil ao lado de países da União Europeia e o Japão” (SCAVAZZINI e FARIA, 2010)

4. Avaliação de Ciclo de vida: Estado da Arte e Referencial Teórico

4.1. Histórico da ACV

4.1.1. Histórico do ACV no mundo

Os primeiros estudos que hoje em dia podem ser considerados parcialmente como avaliação de ciclo de vida são do final da década de 1960 e começo da década de 1970, um período no qual questões ambientais, tais como eficiência energética, uso de recursos, poluição e gestão de resíduos, tornaram-se foco de intensos debates. Um dos estudos pioneiros na quantificação de emissões, uso de recursos e resíduos de diversas embalagens de bebidas foi conduzido pelo Midwest Research Institute (MIR) para a Coca Cola Company em 1969. Outros dois estudos marcaram o início da ACV como conhecemos hoje: um do mesmo MIR para a EPA (*Environmental Protection Agency*) dos Estados Unidos em 1974, e outro similar realizado pela Basler & Hofman, na Suíça, que comparou embalagens de diferentes materiais (GUINÉE et al., 2010; CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

Após um período de baixa popularidade do tema o interesse na ACV foi retomado no começo dos anos 1980. Em 1984, o EMPA (*Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research*) publicou um relatório com uma vasta lista de dados necessários para realizar uma ACV. O trabalho também estabeleceu a primeira metodologia de avaliação de impacto ambiental (AIA), separando as emissões entre “emissões para o ar” e “emissões para a água” e os volumes em “volume crítico” de ar e “volume crítico” de água, de acordo com padrões determinados (GUINÉE et al., 2011).

Esse período caracteriza-se pelo desenvolvimento da ACV em si, estabelecendo terminologias específicas e gerando resultados variados a partir de uma grande diversidade de estudos. Prevalencia falta de padronização e ausência de discussões e de plataformas para troca de dados a nível internacional. Entretanto, muitas empresas começaram a utilizar essa avaliação por questões de marketing, mas, como os resultados eram muito diferentes entre si, apesar de muitas vezes terem o mesmo objeto de estudo, faltava credibilidade para o uso da ACV como uma ferramenta analítica (GUINÉE et al., 2011).

Entre os anos 1990 e 2000, ocorreu um *boom* no desenvolvimento científico relativo à avaliação de ciclo de vida, com diversas atividades, workshops e fóruns criados, além de livros e guias para a aplicação dessa metodologia. Foram publicados também os primeiros artigos científicos na área, principalmente em revistas internacionais, tais como

a *International Journal of Life Cycle Assessment; Resources, Recycling and Conservancy; Journal of Cleaner Production; Environment Science & Technology* e *Journal of Industrial Ecology* (GUINÉE *et al.*, 2011).

A SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) dedicou-se a aprimorar e harmonizar as metodologias, terminologia e estrutura de avaliação, enquanto a ISO (*International Organization for Standardization*), já envolvida com o tema desde 1994, foi responsável pela padronização dos métodos e procedimentos para realizar uma ACV. As duas normatizações em vigor atualmente são a ISO 14040 e a ISO 14044, cabendo ressaltar que a ISO não pretende padronizar a ACV em detalhes, e atesta que não há um único método para realizar uma ACV.

Esse período também foi o de maior aprofundamento científico e de desenvolvimento de metodologias diversas, como o Eco-indicator 95, o Eco-indicator 99, o CML 1992 e o EDIP 97, além do uso da ACV como uma ferramenta interdisciplinar. Mesmo sendo um período marcado pelo aperfeiçoamento dessa ferramenta, ainda prevalece a divergência entre os métodos (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

Os estudos ainda se concentravam em produtos de grande consumo, como metais, plásticos e embalagens, entretanto as atenções começavam a voltar-se também para o setor agrícola (BLONK AGRI-FOOTPRINT BV., 2014).

O início do século XXI foi marcado um intenso interesse em ACV. Em 2002, a UNEP (*United Nations Environmental Program*) e a SETAC lançaram uma parceria internacional, denominada *Life Cycle Initiative*, objetivando colocar o pensamento do ciclo de vida em prática e melhorar as ferramentas de suporte a partir do aprimoramento dos bancos de dados e indicadores (HEIJUNGS e de HAES, 2008). Na União Europeia, o conceito de ACV também crescia em importância, resultando no desenvolvimento de legislações e diretivas para o uso sustentável de recursos, prevenção da geração de resíduos e reciclagem.

Em 2003, no âmbito da Política Integrada de Produtos (IPP, em inglês), a Comissão Europeia destacou a relevância da avaliação de ciclo de vida e do compartilhamento desse interesse pelos *stakeholders*, o que levou à criação da *European Platform on Life Cycle Assessment* (plataforma europeia de ACV) em 2005. Essa plataforma visa dar suporte a políticas públicas e a empresas na utilização dessa ferramenta, disponibilizando estudos, dados confiáveis e metodologias para consultas e trocas de informação (EPLCA, 2014).

Também em 2005, o Sexto Programa de Ação Ambiental introduziu o conceito de estratégia temática para prevenção e reciclagem de resíduos (EUROPEAN COMMISSION, 2011) com base em quatro áreas prioritárias: saúde, biodiversidade, uso de recursos e mudanças climáticas. O Programa concentrou-se em sete campos específicos: qualidade do solo e do ar; reciclagem e prevenção de geração de resíduos; qualidade do ambiente marinho; uso sustentável de recursos; uso de pesticidas; e qualidade do ambiente urbano (MAGRINI, 2016), e teve como objetivo reduzir os possíveis impactos ambientais causados pelos resíduos. Tal Programa, encerrado em 2012, também estabelecia diretrizes para ações da União Europeia e descrevia maneiras de aprimorar a gestão de resíduos (EUROPEAN COMMISSION, 2011).

Nesse mesmo período, nos Estados Unidos, a EPA começou a promover a ACV. Ao mesmo tempo, em diferentes países foram criadas redes de disseminação e troca de informações relacionadas a essa metodologia, como, por exemplo, a *Australian LCA Network* e o *American Center for LCA*, ambos em 2001, e a *Thai Network* em 2000 (GUINÉE *et al.*, 2011). As legislações ambientais no mundo todo passaram a se basear em estudos de avaliação de ciclo de vida.

Os anos entre 2000 e 2010 correspondem aos de maior realização de estudos, com o aumento da demanda por ACV. Em 2010, o Instituto do Meio Ambiente e Sustentabilidade (*Institute of Environment and Sustainability*) do *Joint Research Center* da Comissão Europeia (JRC/EC) lança o primeiro manual ILCD (*International Life Cycle Database System*) de uma série que se tornará referência mundial em banco de dados e diretrizes para elaboração de estudos de ACV (ILCD, 2010a),.

Observa-se uma demanda por metodologias de avaliação de ciclo de vida que sejam mais abrangentes e atendam ao critério de sustentabilidade, ou seja, que incluam fatores econômicos e sociais (HELLWEG e CANALS, 2014). A Comissão Europeia no projeto *CALCAS (Co-ordination Action for innovation in Life Cycle Analysis for Sustainability)* de 2006 propõe uma nova estrutura, introduzindo a avaliação de ciclo de vida sustentável (ACVS), um conceito mais interdisciplinar do que o de avaliação de ciclo de vida. Os resultados desse estudo estão disponíveis no website (CALCAS, 2006). Segundo GUINÉE *et al.* (2011), a segunda década do século XXI será a do aperfeiçoamento de ACVs, oferecendo diretrizes mais específicas relacionadas aos sistemas de produto (s), e direcionando essas pesquisas para um escopo de sustentabilidade.

A União Europeia deu início ao Sétimo Programa de Ação Ambiental, com metas para as políticas ambientais até 2020, e projeções para 2050. Tais metas incluem o uso de estudos de ciclo de vida a fim de melhorar a performance ambiental de produtos e serviços e garantir seu uso sustentável.

4.1.2. Histórico do ACV no Brasil

A história da ACV no Brasil remete a 1994, quando o Grupo de Apoio à Normalização Ambiental (GANA) da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) cria o subcomitê de ACV. O objetivo era monitorar o Comitê Técnico 207¹ da ISO e acompanhar a elaboração de normas ambientais em associações brasileiras e seus impactos (ZOCICHE, 2014; LOVÓN-CANCHUMANI, 2013; LIMA, 2007). O subcomitê participou da discussão sobre as primeiras normas brasileiras de ACV, que surgiram entre 1997 e 1998. O livro “Análise de Ciclo de Vida de Produtos- Ferramenta Gerencial da ISO 14000”, de José Ribamar Cehebe, lançado em 1998, foi um marco na divulgação de ACV no Brasil por ser o primeiro livro sobre o tema originalmente escrito em português (LIMA, 2007).

Entre 1997 e 2000, foi desenvolvido, em caráter confidencial, o primeiro estudo completo de ACV no Brasil, intitulado “Análise do Ciclo de Vida de Embalagens para o Mercado Brasileiro”, um projeto do Centro de Tecnologia de Embalagem (CETEA) do Instituto de Tecnologia de Alimentos (ITAL).

Em 2001, a ABNT lançou a NBR ISO 14040, especificando os princípios e a estrutura para a realização de uma avaliação de ciclo de vida, a qual foi cancelada e substituída pela NBR ISO 14040:2009 (ISO 14040, 2001).

A Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV) foi criada em 2002, com o objetivo de disseminar e consolidar essa ferramenta no Brasil. A partir de 2007, passaram a ser realizadas regularmente conferências e congressos internacionais sobre o tema no Brasil e na América Latina.

Em 2009, é lançada a versão brasileira da ISO 14044:2006, com a NBR ISO 14044:2009, contendo os requisitos e orientações para a avaliação de ciclo de vida. No mesmo ano, a primeira versão do banco de dados brasileiro para ACV, chamado de

¹ O Comitê Técnico 207 de ISO (ISSO/TC 207) é o grupo de especialistas responsáveis por criar as normas na área de gestão ambiental e ferramentas para apoiar o desenvolvimento sustentável (ZOCICHE, 2014).

Sistema Brasileiro de Inventários de Ciclo de Vida (SICV Brasil) constituiu um inventário piloto para o óleo diesel brasileiro.

Em 2010, aprovou-se a criação do Programa Brasileiro de Ciclo de Vida (PBACV) pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (CONMETRO), visando estabelecer diretrizes junto ao SINMENTRO para o uso da ACV no Brasil, com enfoque no desenvolvimento sustentável e competitividade ambiental nas indústrias (CONMENTRO, 2010).

Sancionada em 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal nº12.305/10), nos seus objetivos, item XIII, estimula a implementação da ACV de produtos, por meio de inovações que implicam na mudança de conduta de diversos setores da sociedade a partir da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida de produtos.

Em 2011, ocorreu a primeira reunião do Comitê Gestor do PBACV, com a nomeação do presidente e coordenadores dos comitês técnicos. A partir de então, foi elaborado o primeiro plano de ação quadrienal (2012-2015). No mesmo ano, foi lançada a segunda versão do SICV Brasil e o livro de Ontologia Terminológica em ACV (PBACV, 2015; IBICT, 2015). A Figura 4 mostra a evolução da ACV no Brasil.

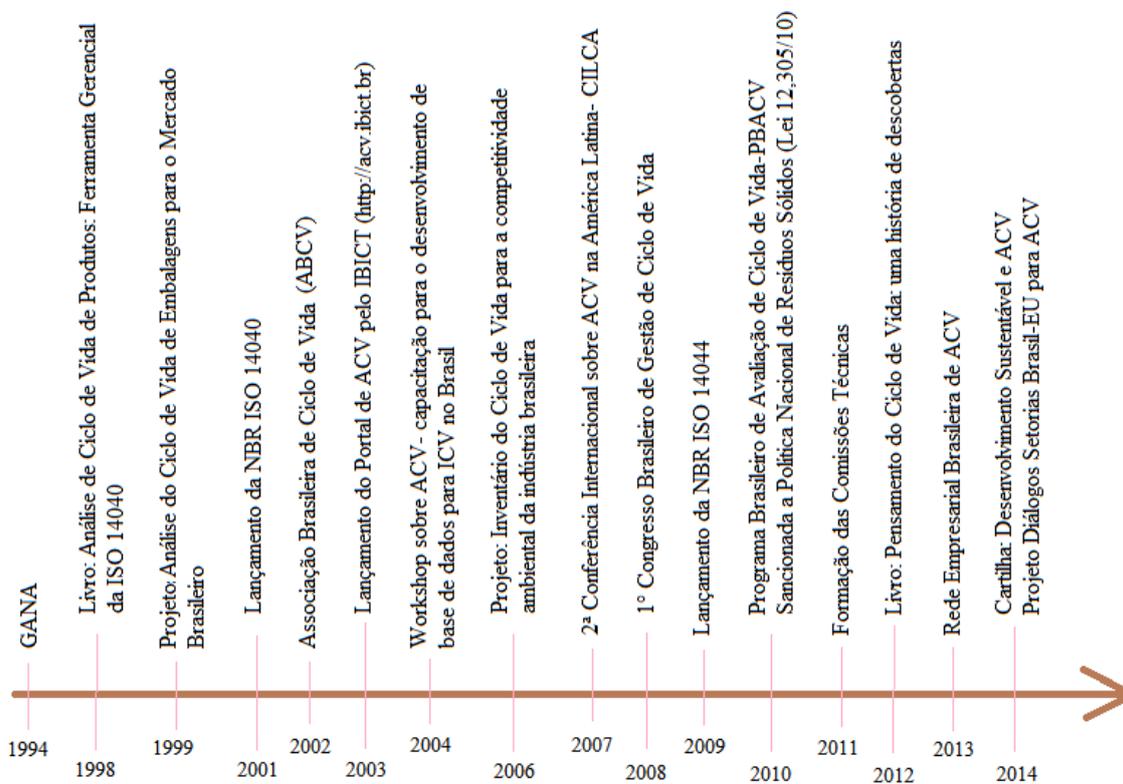


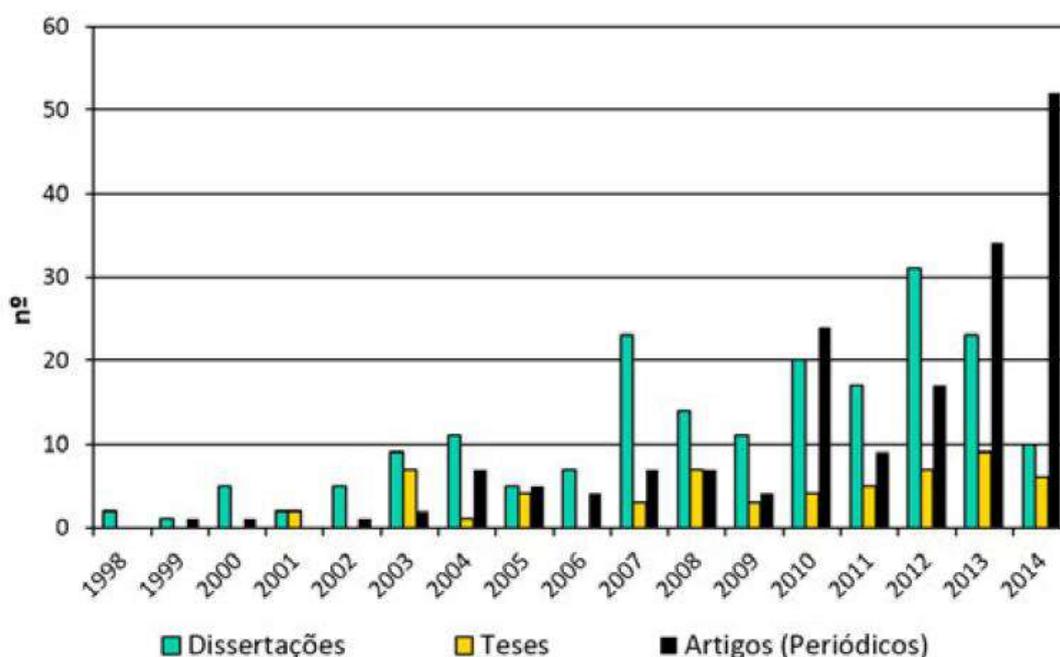
Figura 4. Histórico da ACV no Brasil.

Fonte: adaptado de CHERUBINI e RIBEIRO, 2015.

Segundo CHERUBINI e RIBEIRO (2015), no Brasil, mais de 27 grupos e/ou laboratórios de pesquisa, 18 empresas de consultoria e 64 indústrias/empresas que fazem uso da avaliação de ciclo de vida como instrumento de gestão ambiental, além de iniciativas independentes, como é o caso da Rede Empresarial Brasileira de Avaliação de Ciclo de Vida.

As universidades e instituições de pesquisa são quem mais desenvolvem e aplicam metodologias de ACV, formando uma comunidade científica de aproximadamente 650 pessoas, entre pesquisadores, professores e alunos de pós-graduação com trabalhos defendidos. Segundo dados de 2014, a produção científica ultrapassava 175 publicações em periódicos nacionais e internacionais, 58 teses de doutorado e 196 dissertações de mestrado (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015). O Gráfico 4 mostra a evolução dos trabalhos de ACV no Brasil.

Gráfico 4. Evolução de estudos de ACV no Brasil.



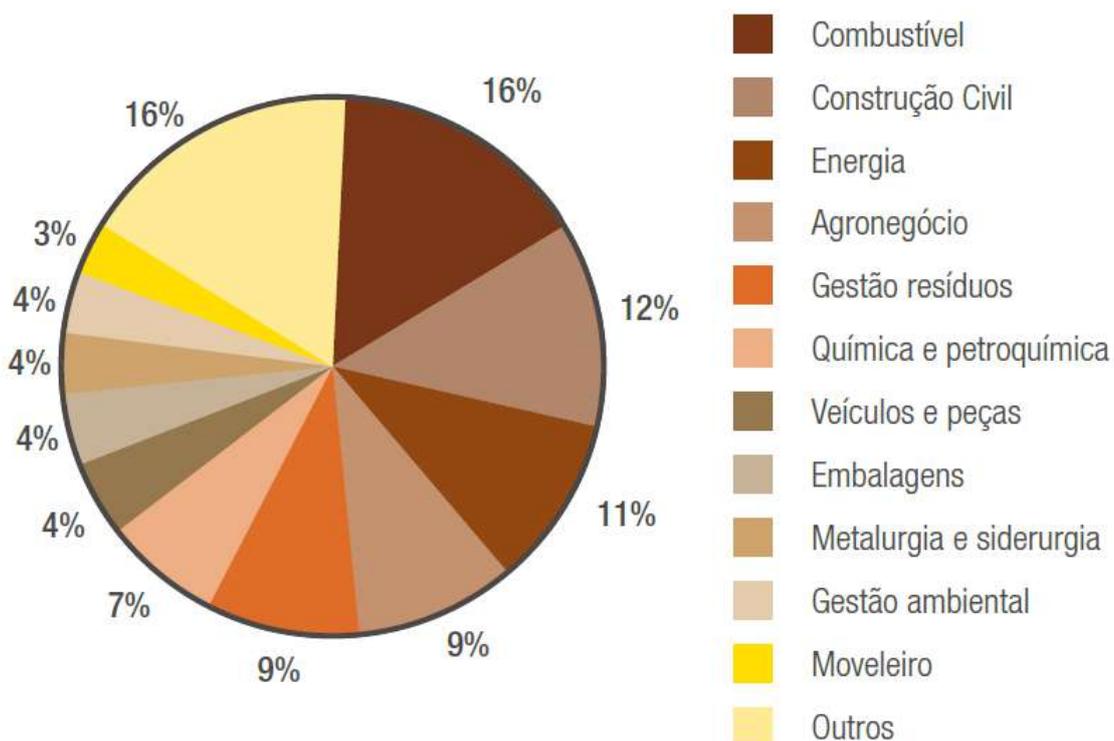
Fonte: CHERUBINI e RIBEIRO, 2015.

Em relação ao conteúdo desses trabalhos, a maior parte utiliza a metodologia de ACV para analisar sistemas de produto. Ainda assim, 14% deles aborda questões metodológicas, como a concepção de métodos de ACV que incluem a perspectiva social, adaptação de metodologias de avaliação de impactos, modelos de construção de inventários e abordagem consequential. Em relação aos setores escolhidos como temas

de estudo, destaca-se o de produção de combustíveis, principalmente os biocombustíveis, e o de construção civil, como mostrado no Gráfico 5.

Fora da Universidade, quatro empresas foram identificadas como prestadoras de serviço na área de ACV, tanto para desenvolvimento de projetos como para capacitação de pessoas na metodologia e nos *softwares*: a Polilab, de Lorena-SP; a Meio Ambiente Estratégia Ecoeficiência Tecnologia (MEET), de São Paulo; a ACV Brasil, de Curitiba-PR; e a Encilo, de Florianópolis-SC. Outras empresas nacionais de consultoria ambiental vêm demonstrando interesse em ACV, como é o caso da Geoklock, confirmando a relevância desse tipo de estudo como oportunidade para novos negócios (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

Gráfico 5. Principais áreas de aplicação de ACV das pesquisas no Brasil.



Fonte: CHERUBINI e RIBEIRO, 2015.

Ainda, e principalmente devido a pressões externas, existem empresas brasileiras que afirmam utilizar a ACV como estratégia de negócio, como é o caso da BRF, Braskem, Celulose Irani, Natura e Santa Luiza Molduras. Na realidade, uma pesquisa publicada na revista análise Gestão Ambiental 2013/2014 aponta que, entre as 1500 maiores empresas do Brasil, aproximadamente 5% fazem uso da ACV como instrumento de gestão (ANÁLISE GESTÃO AMBIENTAL, 2014).

Segundo WILLERS e RODRIGUES (2014), o Brasil apresenta diversas possibilidades para a aplicação da metodologia de ACV em decorrência da sua diversidade e perfil econômico, tanto na indústria quanto na agroindústria, que são os setores mais afetados por impactos ambientais. ZANGHELINI *et al.* (2016) destacam que a avaliação de ciclo de vida em setores industriais é fundamental para alcançar metas ambientais no país. Ademais, as universidades oferecem oportunidades para pesquisas nessa área, ao mesmo tempo que apoiam o desenvolvimento de novos produtos e processos que ofereçam melhores performances ambientais.

4.2. Conceito de ACV

A avaliação de ciclo de vida é uma metodologia utilizada para avaliar os impactos ambientais causados por um produto, processo ou atividade durante seu ciclo de vida, incluindo todas as entradas e saídas do sistema, o uso de energia, materiais e substâncias utilizados nos processos, assim como as emissões e resíduos liberados no meio ambiente (ILCD, 2010a).

Avaliação de ciclo de vida é uma das muitas ferramentas disponíveis de gestão ambiental, entre outras técnicas como a avaliação de risco, a avaliação de performance ambiental, a auditoria ambiental, e a avaliação de impacto ambiental (ISO, 2006).

A ISO 14040 define que uma ACV é um estudo dos aspectos ambientais e principais impactos causados durante o ciclo de vida de um produto, desde a aquisição das matérias primas, passando pela produção, uso e destinação final (do berço ao túmulo). Segundo a norma, as principais categorias de impacto ambiental que devem ser abordadas incluem o uso de recursos, impactos à saúde humana e consequências ecológicas.

A vantagem de uma avaliação de ciclo de vida é poder observar as contribuições de cada fase do ciclo de vida de um produto ou processo, e permitir uma visão dos impactos ambientais globais causados, fornecendo informações úteis a políticas e ações mitigativas (SPECK *et al.*, 2015).

De acordo com a ISO 14040, as aplicações de um ACV podem ser úteis para: identificar oportunidades para a melhoria de impactos ambientais de um produto em vários pontos do seu ciclo de vida; tomada de decisão na indústria, governo e organizações não-governamentais (ex: plano estratégico, design de produtos); selecionar os indicadores mais importantes para performance ambiental, abrangendo técnicas de medição destes; marketing e propaganda, incluindo selos verdes, *ecodesign*, etc. Alguns estudos tratam da gestão integrada de resíduos, como um todo, enquanto outros focam

em uma única fração/um único produto gerado (RIGAMONTI, GROSSO e GIUGLIANO, 2010).

Além de transparência nos métodos utilizados, estudos de ACV requerem disponibilidade de informações, que atualmente já se encontram parcialmente disponíveis em diversos bancos de dados. No passado, tais estudos demandavam ainda mais tempo e recursos. Ao longo dos anos, a quantidade de dados e softwares aumentou, contudo, grande parte deles é economicamente custosa.

Um estudo de ACV pode ser efetuado com diversos enfoques e objetivos. Inicialmente, a motivação principal era a melhor compreensão da logística interna da produção e a obtenção de informações genéricas sobre os processos. Atualmente, a ACV é utilizada para informar e influenciar decisões específicas a produtos, sendo aplicada para avaliar e comparar alternativas, assim como analisar a estratégia ambiental corporativa da empresa (ILCD, 2010a). Também tem sido empregada para prever processos de produção e apoiar decisões a nível de desenvolvimento e design de produtos e processos, além de seguir conformidades para facilitar o descarte correto e a reciclagem de resíduos (BAITZ *et al.*, 2004).

Uma avaliação de ciclo de vida é um processo iterativo. Assim sendo, o escopo inicial pode ser revisado e sofrer mudanças à medida que mais dados forem disponibilizados e coletados durante a fase de inventário de coleta de dados e na fase seguinte, de avaliação de impactos e interpretação (ILCD, 2010a).

Além da ACV voltada para a determinação dos impactos ambientais de um produto ou serviço, outros enfoques vêm sendo abordados e desenvolvidos, incluindo sustentabilidade, impactos econômicos e impactos sociais, como a LCC (*Life Cycle Costing*- Custos de Ciclo de Vida) e a S-LCA (Social Life Cycle Assessment- Avaliação de Ciclo de Vida Social) (GUINÉE *et al.*, 2011). KLÖPPFER (2008) propôs o LCSA (*Life Cycle Sustainability Assessment*- Avaliação de Ciclo de Vida Sustentável), uma ferramenta conceitual que integra estas três vertentes: a avaliação de ciclo de vida, os custos e os impactos sociais agregados.

Cabe acrescentar que, apesar de a avaliação de ciclo de vida constituir um estudo de investigação científica, cada vez mais tem se tornado uma fonte de negócios. Os prestadores desse serviço trabalham principalmente na forma de consultoria às empresas e organizações, que visam à produção mais limpa, *ecodesign*, etc. Os trabalhos nessa área também incluem o desenvolvimento de softwares, como faz a Pré-consultants, desenvolvedora do SimaPro, ou desenvolvendo bancos de dados, como é o caso da Blonk

Consultants, que criou o banco de dados *Agro-Footprint* (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

4.3. Metodologia e Fases de uma Avaliação de Ciclo de Vida

4.3.1. Fases de uma ACV: a ISO 14040

As fases para a realização de uma avaliação de ciclo de vida são padronizadas internacionalmente pela ISO 14000 e, especificamente, pela ISO 14040, que fornecem os princípios e estrutura para seu desenvolvimento. Um estudo de ACV pode ser dividido em quatro fases principais: definição do objetivo e escopo; análise de inventário, incluindo as entradas e saídas do fluxo do sistema; avaliação de impacto; e interpretação dos resultados, como resumido na Figura 5.

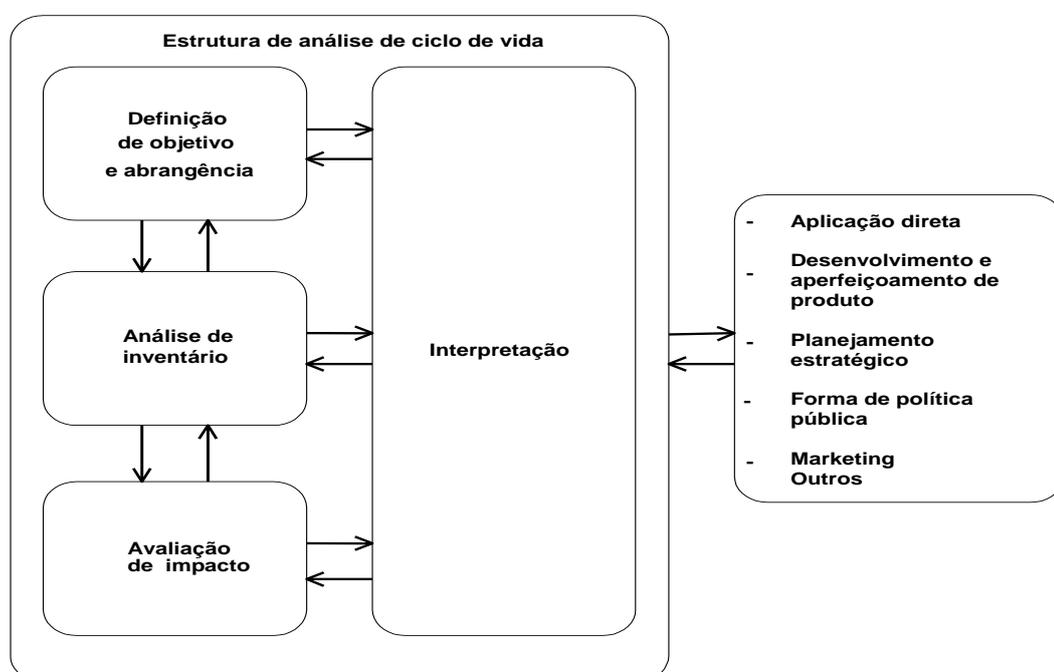


Figura 5. Estrutura de Avaliação de Ciclo de Vida.
Fonte: Norma ISO 14040.

4.3.2. Definição de Objetivo e Escopo

i) Objetivo e Escopo

A primeira fase de uma avaliação de ciclo de vida é a definição do seu objetivo, independente do objeto do estudo. Seis aspectos devem ser abordados e documentados:

- A aplicação pretendida para os resultados;
- Limitações da metodologia, suposições e abrangência dos impactos;
- Razões para realizar o estudo e contexto;
- Público-alvo;

- Estudos comparativos a serem apresentados ao público;
- Atores influentes no estudo.

Durante a fase de definição do escopo, o objeto do estudo é identificado e definido em detalhes, estando de acordo com os objetivos do estudo. Nessa fase, é necessário definir a unidade funcional; as fronteiras do sistema; as categorias de impacto que constarão no estudo; a metodologia a ser aplicada; as fontes e a qualidade dos dados que serão coletados (ISO 14040).

ii) Função, Unidade Funcional e Fluxos de Referência

A unidade funcional é o primeiro item a ser definido em um sistema de produto², e indica quanto dessa função deve ser considerado em um estudo de ACV. A unidade funcional permite que diferentes sistemas sejam tratados de forma equivalente e que sejam criados fluxos de referência para cada um deles.

É importante determinar o fluxo de referência em cada sistema de produto para satisfazer a função determinada, ou seja, a quantidade dos produtos necessária para desempenhar a função (ISO, 1997).

O primeiro passo para definir uma unidade funcional é identificar e quantificar as propriedades mensuráveis mais relevantes, e a performance técnica e funcional do sistema. Nesse caso, dois aspectos devem ser observados: a duração de uso (tempo de uso) e a quantidade/extensão da função provida. Por exemplo, a vida útil média de um automóvel é de doze anos, porém, para que a comparação com outros modelos de automóveis seja possível, a vida útil mais apropriada pode ser dada em quilômetros rodados.

Para comparação de diferentes produtos/materiais, a escolha da unidade funcional deve ser relativa à função que eles desempenham. Por exemplo, para comparar que tipo de garrafa causa menos impactos ambientais, se as de plástico ou as de vidro, a unidade funcional não deve ser 1 kg de PET vs. 1 kg de vidro, e sim 1 garrafa de 1L de PET não retornável vs. 1 garrafa de 1L de vidro não retornável, ambas utilizadas para embalar água. Se a comparação for em relação à tecnologia envolvida para produção do material em si, a unidade funcional pode ser dada em unidade de massa (1kg de PET, por exemplo) (ILCD, 2010a).

² Segundo a ABNT 14040, um sistema de produto é um “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”.

iii) Fronteiras do Sistema

A ACV parte da descrição de sistemas de produto apresentando os elementos-chave dos processos envolvidos. A fronteira do sistema delimita os processos elementares a serem incluídos no ciclo de vida objeto da análise. Os critérios usados para sua definição devem ser claramente entendidos e descritos a fim de aumentar o grau de confiança nos resultados do estudo. Idealmente, as entradas e saídas devem ser fluxos elementares, não sendo, no entanto necessário identificar as que não alterarem os subprocessos de forma significativa.

A escolha dos elementos do sistema a ser modelado depende da definição do objetivo e escopo do estudo; da aplicação pretendida e do público alvo; dos pressupostos adotados; das restrições de dados e de custos; e dos critérios de delimitação de fronteiras.

Ao estabelecer as fronteiras do sistema, convém que diversos estágios do ciclo de vida, processos elementares e fluxos sejam levados em consideração, tais como:

- Aquisição de matérias-primas;
- Entradas e saídas na cadeia principal de manufatura/processamento;
- Distribuição e transporte;
- Produção e uso de combustíveis, eletricidade e calor;
- Uso e manutenção de produtos;
- Disposição final de resíduos de processos e de produtos;
- Recuperação de produtos usados (incluindo reuso, reciclagem e recuperação energética);
- Manufatura de materiais auxiliares;
- Manufatura, manutenção e descomissionamento de equipamentos;
- Operações adicionais, como iluminação e aquecimento.

As fronteiras podem ser redefinidas ao longo do estudo.

iv) Requisitos de Qualidade dos Dados

Descrições da qualidade dos dados são importantes para se determinar a confiabilidade dos resultados do estudo e interpretá-los de forma adequada.

Os dados primários coletados precisam ter requisitos de precisão, representatividade e completude. Dados secundários devem ser consistentes com o método, possuindo fluxos elementares, nomenclatura correta e documentação apropriada.

A qualidade dos dados só poderá ser definida após a primeira coleta, o cálculo dos resultados, a avaliação de impactos e a identificação de eventuais problemas.

Recomenda-se identificar previamente as possíveis fontes de dados e informações que serão necessárias para a realização do estudo (ILCD, 2010a).

4.3.3. Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

A fase do inventário envolve a coleta de dados e cálculos para quantificar as entradas e saídas de um sistema de produto, incluindo, por exemplo, recursos naturais, emissões, uso da água e da terra (Figura 6). Essa fase deve ser realizada em concordância com o objetivo e escopo do estudo.

O processo de coleta de dados para um inventário é interativo, uma vez que, ao longo da coleta, é adquirido maior conhecimento sobre o sistema, o que levará à demanda por mais dados e identificará limitações. Os resultados do inventário serão os dados de entrada da fase de inventário do ciclo de vida. É a parte mais trabalhosa de um ACV (ILCD, 2010b).

Os dados qualitativos e quantitativos devem ser coletados para cada processo, dentro das fronteiras do sistema. Os processos de coleta de dados podem variar de acordo com os objetivos e escopo do estudo e da disponibilidade dos dados, podendo-se utilizar dados primários (coleta direta) e/ou secundários (bancos de dados, artigos, etc.).

As etapas para a realização de um inventário de ciclo de vida, segundo o manual ILCD (2010b), são:

- Modelar o fluxograma do processo;
- Criar um plano para obtenção dos dados;
- Avaliar e apresentar os resultados.

- O modelo de ciclo de vida consequencial representa uma cadeia genérica que é a teoricamente esperada em consequência da decisão analisada. O sistema interage com o mercado e mudanças no sistema são retratadas como demandas adicionais esperadas em uma esfera tecnológica dinâmica. O objetivo é identificar as consequências que mudanças no primeiro plano do sistema podem ter em outros processos e sistemas da economia, tanto no segundo plano do sistema analisado, como em outros sistemas. Ele modela os sistemas analisados em consequência dessas mudanças. Ou seja, não reflete a cadeia atual ou prevista, mas uma cadeia hipotética genérica que é modelada e prognosticada junto a mecanismos de mercado, podendo incluir também interações políticas e mudanças no comportamento do consumidor.

Para identificar o modelo e o método mais adequado ao objetivo e à abrangência de um estudo, a ACV deve ser efetuada segundo uma entre três diferentes situações contextuais (ILCD, 2010b):

- Situação A: nível micro, em curto prazo, sem considerar consequências de grande escala. Utiliza-se a modelagem atribucional.

- Situação B: nível macro, levando em conta consequências estratégicas ou de grande abrangência. A capacidade de produção será afetada pela decisão. Utiliza-se a modelagem consequencial.

- Situação C: divide-se em duas partes. Na C1, a contabilização é feita para interrelações de sistemas externos. O ciclo de vida e as multifuncionalidades devem seguir o modelo da situação A; na C2, ocorre a contabilização de um sistema isolado, na qual a situação A deve ser a escolhida para modelagem, mas a multifuncionalidade deve ser solucionada com alocação.

4.3.4. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)

A avaliação de impacto do ciclo de vida serve para acrescentar informações para auxiliar na análise dos resultados do inventário de ciclo de vida com o objetivo de aumentar a compreensão de sua significância ambiental.

i) Elementos Mandatórios e Opcionais

Essa fase inicia-se com a classificação dos dados do inventário em categorias de impacto específicas. Os dados são então multiplicados por fatores de equivalência (ou caracterização) para cada categoria de impacto. A seguir, os parâmetros incluídos nas categorias de impacto são somados, sendo obtido o resultado para cada uma delas

(KUCHINISKI, 2013). O impacto potencial de cada elemento do inventário e/ou do fluxo de recursos para o meio ambiente é modelado quantitativamente de acordo com o seu efeito ambiental, usando um modelo de caracterização (HAUSCHILD, 2012). Esses são conhecidos como métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV).

As categorias de impacto ambiental a serem utilizadas na avaliação de impacto devem ser escolhidas, preferencialmente, antes do início da análise do inventário, garantindo, assim, a sua não tendenciosidade. Tal seleção deve ser consistente com os objetivos e escopo do estudo, sendo suficientemente abrangente para cobrir todas as questões ambientais relevantes do sistema analisado (ILCD, 2010b).

Segundo a ISO 14044, a normalização e a ponderação dos dados são passos opcionais de uma ACV. A normalização é uma ferramenta de apoio para a interpretação dos perfis de impacto, sendo o primeiro passo para a agregação dos resultados, que depois podem ser ponderados de acordo com os indicadores das categorias de impacto.

A normalização resulta da divisão dos resultados da AICV pelos fatores de normalização (definidos em cada metodologia), separados por categoria de impacto (para categorias *midpoint*) ou áreas de proteção (para categorias *endpoint*). Esse passo é utilizado em uma ACV para mostrar a contribuição relativa de cada categoria impacto a uma situação de referência, permitindo, assim, a comparação entre os diferentes resultados.

A ponderação usa diferentes pesos para cada categoria de impacto a fim de expressar sua importância relativa. A ponderação, se necessária, pode ser realizada a partir dos indicadores já normalizados.

A decisão sobre a normalização e ponderação dos dados deve ser feita na definição do escopo e não deve ser alterada posteriormente, durante a realização do estudo (ILCD, 2010a).

ii) Métodos para AICV

Os métodos de avaliação de impacto incluem categorias *midpoint* ou *endpoint*, e algumas metodologias integram ambos. O primeiro avalia os impactos ambientais em nível de cadeias de causa e efeito. Geralmente, métodos *midpoint* possuem mais categorias de impacto e os resultados são mais precisos se comparados às poucas (geralmente três) categorias de impacto normalmente usadas em nível *endpoint* (Figura 7).

Categorias de impacto *midpoint* incluem: mudanças climáticas, redução da camada de ozônio (estratosférico), toxicidade humana, inorgânicos inaláveis, radiação ionizante, formação de ozônio fotoquímico, acidificação (meio terrestre e aquático), eutrofização (meio terrestre e aquático), ecotoxicidade, uso da terra e esgotamento de recursos (minerais, fósseis e de energia renovável, meio aquático).

Categorias de impacto *endpoint* incluem: saúde humana, meio ambiente e recursos naturais.

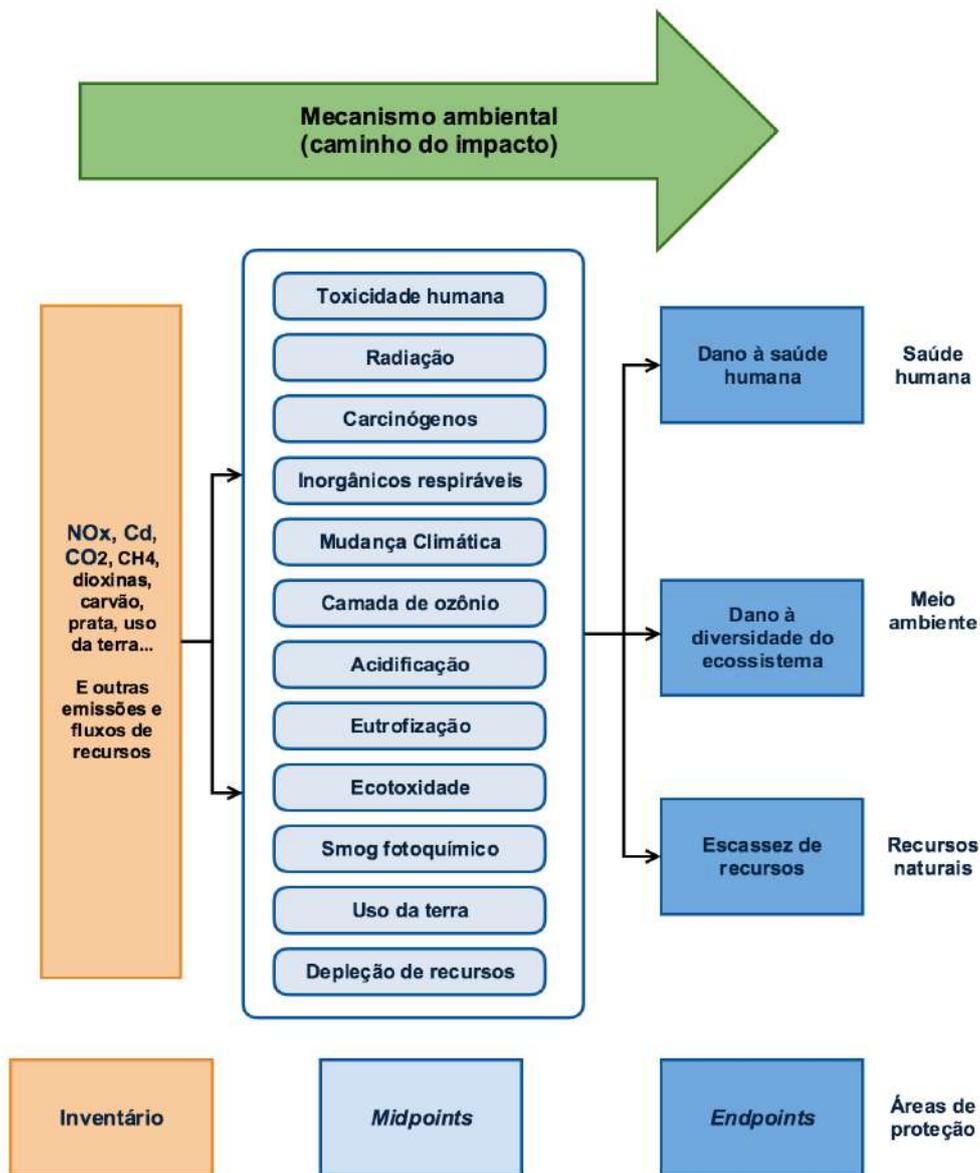


Figura 7. Diferença entre métodos de AICV *midpoint* e *endpoint*.
 Fonte: adaptado de ILCD, 2010a.

Diversas metodologias são utilizadas para a avaliação dos impactos de um ciclo de vida, não existindo uma que seja mais recomendada ou aceita. A escolha dependerá

do objetivo da pesquisa. Essas metodologias servem para calcular fatores de caracterização de substâncias específicas que expressam o impacto potencial de cada fluxo elementar em termos de unidade comum do indicador de uma categoria. Para mudanças climáticas, por exemplo, o impacto é dado em quilogramas de CO₂ equivalentes de gases de efeito estufa (HAUSCHILD, 2012). Algumas das principais metodologias serão descritas a seguir e resumidas na Tabela 2.

a) Eco-indicator 99

É uma versão reestruturada do método anterior, Eco-indicator 95. Foi desenvolvido na Holanda, por especialistas em ACV, com apoio do Ministério do Meio Ambiente. O método de avaliação de impacto é *endpoint*, orientado ao dano, sendo a cadeia de causa-efeito do ciclo de vida modelada até seus pontos finais, classificados em três classes de danos: à saúde humana, à qualidade do ecossistema e aos recursos (GOEDKOOOP *et al.*, 2001).

As três categorias de impactos possuem unidades diferentes e os valores devem ser normalizados para que possam ser comparados. Os resultados das categorias de impacto são divididos por um valor de referência (valor “normal”), apresentando, assim, a mesma dimensão, e isso reflete a proporção de cada impacto em relação ao fator de referência. Os fatores de normalização foram estabelecidos para a Europa.

Ele hoje é considerado um método ultrapassado, e seu uso não é mais recomendado (PRÉ CONSULTANTS, 2016).

b) EPS 2000

EPS (*Environmental Priority Strategies in Product Design*- Prioridades Ambientais Estratégicas para Design de Produtos) é um update da versão de 1996 e é um método desenvolvido principalmente para servir como ferramenta de desenvolvimento de produtos para ser usada internamente nas companhias.

O método tem abordagem *endpoint* e é um sistema que utiliza a disponibilidade a pagar para restaurar danos como medida monetária. O indicador é o ELU (*Environmental Load Unit*- Unidade de Carga Ambiental), que inclui caracterização, normalização e ponderação (SIMAPRO, 2014).

As categorias de impacto são cinco: saúde humana; capacidade produtiva do ecossistema; estoque de recursos abióticos; biodiversidade; e valores culturais e recreativos.

c) CML AI 2001

Um grupo de cientistas do Centro de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden (CML), na Holanda, desenvolveu um guia operacional com diretrizes para a realização de estudos de ACV chamado *Dutch Handbook on LCA* (CML).

O CML diferencia as abordagens *midpoint*- orientadas ao problema, e *endpoint*-orientadas ao dano. Baseado nessa diferenciação, tal método foi desenvolvido com várias categorias de impacto direcionadas ao problema- *midpoint* (GUINÉE *et al*, 2002). As categorias de impacto *midpoint* são as mesmas dos métodos Eco-indicator 99 e do EPS 2000.

Diferentes métodos são aplicados para cada categoria de impacto obrigatória, devendo ser escolhida a mais adequada para cada caso. Os fatores de normalização para uma dada categoria de impacto e região são obtidos multiplicando os fatores de caracterização pelas respectivas emissões. O resultado desses produtos em cada categoria de impacto fornece o fator de normalização. Para seguir dos resultados caracterizados aos resultados normalizados, deve-se dividir os fatores de caracterização pelos fatores de normalização (PRÉ CONSULTANTS, 2016).

d) IMPACT 2002+

Desenvolvido na Suíça pelo Instituto de Tecnologia Federal, em Lausanne, associa abordagens *midpoints* em quatorze categorias de impacto às abordagens *endpoint* em quatro categorias. Utiliza métodos próprios, assim como originários de outras metodologias, como o IPCC, CML e Eco-indicator 99 (JOLLIET *et al*, 2003).

Todas as categorias são expressas em unidades de uma determinada substância e relacionadas às quatro categorias de impacto: saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas e recursos. A normalização pode ser feita para critérios *midpoint* ou *endpoint*. O método atualmente apresenta fatores de caracterização para 1.500 diferentes resultados de inventários de ciclo de vida (JOLLIET *et al*, 2003; PRÉ CONSULTANTS, 2016).

e) EDIP 2003

EDIP é a sigla em inglês para *Environmental Design for Industrial Products*. O método utiliza a abordagem *midpoint* e foi criado na Dinamarca como sendo uma evolução do anterior, EDIP 97, mas não pretende substituí-lo. A metodologia EDIP 2003 possui dezesseis categorias de impactos diferentes. Algumas foram adaptadas do EDIP

97, enquanto outras foram modeladas de forma inteiramente diferente. Em relação ao anterior, inclui a modelagem da caracterização espacialmente diferenciada.

A normalização é feita com base em equivalentes, e a ponderação é baseada em metas políticas de redução de impactos ambientais (HAUSCHILD e POTTING, 2005)

f) ReCiPe 2008

É um método combinado entre abordagens *midpoint* e *endpoint* para categorias de avaliação de impacto de ciclo de vida, oferecendo resultados voltados tanto para problemas quanto para danos. Seu nome representa as iniciais das organizações que participaram da sua elaboração: RIVM, a Radboud University Nijmegen, o CML e a empresa Pré-consultants.

O ReCiPe usa um mecanismo ambiental como base para a modelagem, que pode ser visto como uma série de efeitos que, juntos, causam diversos impactos. Quanto maior o valor desse mecanismo ambiental, maior a incerteza. No ReCiPe são calculados dezoito indicadores *midpoint*, mas também são calculados três indicadores *endpoint*, que são muito mais incertos. A maior motivação para calcular os indicadores *endpoint* é que vários dos indicadores *midpoint* são difíceis de interpretar, em parte porque eles são muitos, em parte porque o significado deles é muito abstrato. Os indicadores *endpoint* são utilizados para facilitar a interpretação, já que são apenas três (danos à saúde humana, danos ao ecossistema e disponibilidade de recursos) e eles têm um significado mais compreensível (GOEDKOOP *et al*, 2013; PRÉ CONSULTANTS, 2016).

g) Ecological Scarcity 2013

Este método é um aprimoramento do Ecological Scarcity 1997 e do Ecological Scarcity 2006.

O método confere pesos aos impactos ambientais (emissões de poluentes e uso de recursos) aplicando *eco-factors*. Estes fatores derivam das legislações ambientais ou de metas políticas para o meio ambiente para cada substância. Quanto mais o nível atual de emissões/ uso de recursos ultrapassar tais metas ou valores contidos nas legislações, maior fica o fator, que é expresso em eco-pontos. De acordo com a ISO 14040, um *eco-factor* deriva essencialmente de três elementos: caracterização, normalização e ponderação.

As categorias de impacto desse método não são definidas como indicadores de impacto, mas sim como tipos de emissão ou recursos, que são 20 (PRÉ CONSULTANTS, 2016).

h) ILCD 2011 midpoint+

É a nova versão do ILCD 2011 *midpoint*, com fatores de normalização e fatores de caracterização para uso da terra atualizados e corrigidos.

Os fatores de caracterização para emissões a longo prazo foram zerados como requerido pela Comissão Europeia. Os fatores de ponderação foram adicionados com pesos iguais para cada uma das categorias recomendadas, assim como indicado pelo ILCD *handbook* (2010c).

O título completo desse método é *ILCD recommendations for LCIA in the European context* (recomendações do ILCD para avaliação de impacto no contexto europeu). A Comissão Europeia (ECJRC-IES, 2011) analisou diversas metodologias de avaliação de impacto de ciclo de vida e fez um esforço para harmonizá-las. A partir da seleção dos métodos existentes e da definição dos critérios, foi produzida uma lista dos métodos recomendados para cada categoria de impacto *midpoint* e *endpoint*. Estas últimas não estão incluídas no método porque a lista ainda está incompleta.

As recomendações são feitas para onze categorias de impacto, mas não houve o desenvolvimento de um método em si. A intenção era a de identificar e promover as melhores práticas atuais. Não estão inclusas recomendações para normalização nem ponderação (PRÉ CONSULTANTS, 2016; ILCD, 2011).

i) TRACI 2.1

Desenvolvida pela EPA (*Environmental Protection Agency*), agência de proteção ambiental americana, é uma ferramenta que visa permitir a realização de avaliação de impactos que corroborem a sustentabilidade, a ACV, a ecologia industrial, o design de produtos e a prevenção de poluição.

TRACI significa *Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts*, ou seja, um instrumento para a redução e avaliação de químicos e outros impactos ambientais. Essa é a terceira versão do método, que foi lançado originalmente em 2002, seguido da versão 2.0, em 2011, e da 2.1 (atual), em 2012.

Utiliza a abordagem *midpoint* para 12 categorias de impacto e pretende incluir, em uma nova versão do TRACI, as categorias de uso da terra e da água, que estão atualmente sendo desenvolvidas. A metodologia TRACI reflete o estado atual do desenvolvimento tecnológico, está de acordo com as políticas e regulamentações da EPA e é o melhor método para avaliação de impacto de ciclo de vida empregado nos Estados Unidos (EPA, 2012).

Existem ainda métodos que possuem somente uma categoria de impacto, como é o caso do IPCC, para mudanças climáticas, o *Ecosystem Damage Potencial*, para pegada ambiental, e o *Greenhouse Gas Protocol*, para gases de efeito estufa (GOEDKOOOP *et al.*, 2008).

j) IPCC 2013

O IPCC 2013 é uma versão atualizada do IPCC 2007. Foi desenvolvido pelo Painel Internacional de Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, em inglês) e lista os fatores de mudanças climáticas do Relatório IPCC em uma janela de tempo de 20 a 100 anos.

Normalização e ponderação não fazem parte do método (PRÉ CONSULTANTS, 2016).

Tabela 2. Métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida.

Método	País (es)	Abordagem	Nº de categorias de impacto	Detalhamento
CML AI	Holanda	<i>endpoint</i>	16	GUINÈE <i>et al</i> (2002)
Eco-indicator 99	Holanda/Suíça	<i>endpoint</i>	11	GOEDKOOOP <i>et al</i> (2001)
EDIP 2003	Dinamarca	<i>midpoint</i>	9	HAUSCHILD e POTTING (2005)
EPS 2000	Suécia	<i>endpoint</i>	5	PRÉ CONSULTANTS (2016)
Impact 2002+	Suíça	<i>midpoint/endpoint</i>	11 e 3	JOLLIET <i>et al</i> (2003)
ReCiPe 2008	Holanda	<i>midpoint/endpoint</i>	18 e 3	GOEDKOOOP <i>et al</i> (2013)
ILCD 2011 midpoint+	Europa	<i>midpoint</i>	11	ILCD (2010c)
TRACI 2.1	Estados Unidos	<i>midpoint</i>	12	EPA (2012)

Ecological Scarcity 2013	Suíça	<i>midpoint/endpoint</i>	20	PRÉ CONSULTANTS (2016)
IPCC 2013	Global	<i>endpoint</i>	1	PRÉ CONSULTANTS (2016)

Fonte: elaboração própria.

4.3.5. Interpretação, Comunicação e Revisão crítica

i) Interpretação

Segundo a ISO 14040, a fase da interpretação é aquela em que os resultados da análise de inventário e de avaliação de impacto são combinados, de acordo com o objetivo e escopo, para a formulação das conclusões e recomendações.

Essa fase se inicia com a identificação das questões mais relevantes, tais como os principais processos e recursos que, quantitativamente, contribuem com maior intensidade para os resultados. A interpretação inclui conferências de consistência, sensibilidade e integridade, e as precisões e imprecisões dos resultados (ILCD, 2010b). Essa fase pode envolver o processo iterativo de revisão do escopo do trabalho, assim como a natureza e qualidade dos dados coletados (ISO, 1997).

Pode ser realizada uma análise de sensibilidade a fim de avaliar a confiabilidade dos resultados finais e das conclusões e recomendações da ACV. Assim, parâmetros do estudo que contenham incertezas, tais como dados coletados; sistemas; modelagem, etc., são variados para conferir os graus de credibilidade destes (ILCD, 2010a).

ii) Comunicação

Os resultados de uma ACV devem ser divulgados de forma precisa para o público alvo do trabalho. A transparência é um aspecto importante que deve estar presente em todo o trabalho, e deve haver um detalhamento suficiente de todo estudo, para que o público possa entender todo seu procedimento e suas limitações.

O público alvo pode ser interno ou externo, assim como ser da área técnica ou não. Pode incluir empresas, associações, governos, comunidades técnica e científica, organizações não governamentais, assim como consumidores e o público em geral.

Uma boa divulgação de estudos de avaliação de ciclo de vida e inventários de ciclo de vida contém os detalhes mais relevantes do projeto, os processos envolvidos,

a metodologia aplicada e os resultados encontrados. Essas características são fundamentais para garantir a reprodutibilidade do estudo, assim como as informações relevantes para que especialistas possam avaliar a qualidade do trabalho e a adequação das conclusões e recomendações (ISO, 1997).

iii) Revisão crítica

A revisão crítica é uma técnica utilizada para verificar se um estudo de avaliação de ciclo de vida seguiu os requerimentos da ISO 14040 para metodologia, coleta e tratamento dos dados e comunicação dos resultados. Ela pode ajudar na compreensão e aumentar a credibilidade de estudos de ACV, mas não é obrigatória.

A revisão crítica pode ser realizada por um membro interno à organização, porém não participante do estudo; por um membro externo; ou por partes interessadas no estudo (ISO, 1997).

4.4. Softwares e Bancos de Dados

4.4.1. Softwares

A realização de uma avaliação de ciclo de vida requer uma grande quantidade de dados, e a manipulação desses dados é um processo trabalhoso e que demanda tempo. Alguns softwares foram desenvolvidos a fim de facilitar esse trabalho, muitos dos quais já têm associados bancos de dados e métodos de avaliação de impacto. Os softwares mais utilizados são SimaPro, GaBi, Umberto e openLCA, descritos a seguir.

a) SimaPro

O SimaPro é um software holandês desenvolvido pela empresa PRé Consultants. As licenças que podem ser adquiridas para seu uso são educacionais (*Faculty, Analyst* ou *PhD*) ou comerciais (*Compact, Analyst* ou *Developer*) e podem ser para um ou múltiplos usuários. O software é atualizado com frequência, inclusive para a inclusão de novas bases de dados.

A versão mais recente do SimaPro é a 8.2.3, e os bancos de dados associados são Ecoinvent, *Agri-Footprint*, US LCI, *European Life Cycle Database (ELCD)*, *EU & DK Input/Output library*, *Swiss Input Output*, *Industry Data 2.0*. Essa última versão não inclui a *US Input/Output* nem a *LCA Food DK*.

Os métodos de avaliação de impacto disponíveis para uso no SimaPro são ReCiPe (*midpoint*), ReCiPe (*endpoint*), USEtox, IPCC 2007, CML 2 baseline 2000, CML 2001, Traci 2, BEES, EDIP 2003, *Ecological Scarcity 2006*, *Greenhouse Gas Protocol*, *Ecological Footprint*, Eco-indicator 99, *Impact 2002+*, EPS 2000, EPD 2008 e *Cumulative Energy and Exergy Demand*.

b) GaBi

O GaBi é um software desenvolvido pela PE international, sendo o único que possui um banco de dados próprio. Existem as versões GaBi Software (uso profissional), GaBi Envision (*ecodesign*), GaBi Server (uso colaborativo) e GaBi DfX (análise de conformidade), além da versão gratuita GaBi Education. A versão comercial (DfX) já inclui as bases de dados GaBi (profissional), U.S. LCI e Ecoinvent. As últimas versões do software são a GaBi Envision 2.5 e GaBi 7.3. O banco de dados GaBi foi atualizado em 2016.

c) Umberto

O software Umberto foi desenvolvido na Alemanha pelo instituto Ifu Hamburg. Existem versões disponíveis para avaliação de ciclo de vida: NXT CO₂ (pegada de carbono), NXT LCA (avaliação de ciclo de vida), NXT Universal (sustentabilidade e produtividade); e para eficiência: NXT *Efficiency* (processos de produtos) e NXT MFCA (eficiência de materiais).

As bases de dados Ecoinvent e GaBi (opcional) já estão incluídas nas versões NXT LCA e NXT Universal.

d) OpenLCA

O OpenLCA é o único dos softwares citados que é gratuito e *open source*, tendo sido desenvolvido pela empresa alemã GreenDelta para avaliação de sustentabilidade e ACV. A versão mais recente é a 1.5.

Associada ao software encontra-se uma rede denominada openLCA nexus que contém bases de dados que podem ser acessadas gratuitamente, tais como o USDA, Bioenergiedat, o ELCD e o Needs; ou pagas, tais como o Ecoinvent e o GaBi database. A GreenDelta também desenvolveu uma ferramenta de conversão de formatos chamada OpenLCA Format Converter (Ciroth et al., 2013). O *Joint Research Center*, em 2013, patrocinou um projeto de aprimoramento dessa ferramenta com o objetivo de melhorar o

software, integrá-la ao ILCD e estabelecer procedimentos de atualização de fluxos e outros elementos das bases de dados, especialmente da própria (ELCD) (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

4.4.2. Bancos de dados

O levantamento dos dados e desenvolvimento do inventário é, geralmente, a etapa mais trabalhosa e mais demorada em uma avaliação de ciclo de vida (HEIJUNGS e GUINÉE, 2007). O desafio atual para garantir o desenvolvimento de estudos de ACV em várias áreas é o de conseguir aumentar a disponibilidade de dados de inventários de ciclo de vida que tenham qualidade adequada e garantida (SUH *et al.*, 2014). Visando facilitar isso e evitar superposição de dados, muitas bases foram desenvolvidas nas últimas décadas, incluindo bancos de dados públicos nacionais, regionais, dados de indústrias e de consultorias, que muitas vezes são oferecidas junto com os programas para o processamento desses dados (HEIJUNGS e GUINÉE., 2007). A maioria dos bancos de dados se baseia em informações que representam uma média da produção e de fornecimento de bens e serviços.

É possível, inclusive, utilizar dados de ICV de múltiplas bases de dados (SUH *et al.*, 2013), sob a condição de que esses dados possam ser totalmente intercambiáveis. Ou seja, quando utilizados em uma ACV, gerem resultados que sejam coerentes com o objetivo e escopo do estudo. De fato, quando dois ou mais bancos de dados são combinados em um estudo, o profissional deve garantir que as hipóteses, os métodos e o nível de completude (propriedades intrínsecas) das informações sejam comparáveis (SUH *et al.*, 2013). Para que seja melhorada a interoperabilidade entre os bancos de dados é necessário avançar para uma harmonização dos dados e promover uma orientação para o uso destes.

A harmonização de características extrínsecas aos dados, tais como nomenclatura e formato, é necessária, sendo um passo factível, que pode levar à completa compatibilidade entre dados, observando-se de uma perspectiva de tecnologia da informação (ex: linguagem comum). A nomenclatura também tem um papel importante do ponto de vista metodológico, para facilitar a coleta e uso de informações, possibilitando calcular os resultados dos impactos.

O uso adequado dos dados depende das propriedades intrínsecas e dos objetivos da ACV. Nesse contexto, a documentação fornecida junto ao inventário tem grande importância: os profissionais podem escolher as bases de dados adequadas somente se for

possível o acesso a documentos claros e concisos (ILCD, 2010a) definindo, por exemplo, que processo ele descreve, quais as fontes, como tais dados foram manipulados, o que foi incluído e excluído, e quais são as limitações/exclusões dos dados apresentados.

Existe um crescente consenso internacional de que dados de inventário deveriam estar em conformidade com critérios comuns, incluindo metodologia, formato, revisão e nomenclatura, que permitam a interoperabilidade entre eles (SONNEMANN e VIGON, 2011). Nesse contexto, foram criados os *Shonan Guidance Principles*, após um workshop no Japão em 2001, como uma série de recomendações para o desenvolvimento de bases de dados interoperáveis para ACV. Em particular, esse guia recomenda como condição primordial para essa troca o uso de uma lista de fluxos primários globalmente harmonizada que possa ser usada como referência, e que as incertezas sejam descritas para cada dado/processo.

Como já discutido por SUH *et al.* (2013), a construção de um banco de dados global de inventário de ciclo de vida com métodos harmonizados e uma ampla cobertura dos processos requereria muitos recursos. Tal argumento traz novamente a discussão sobre a oportunidade do uso de dados interoperáveis, de diversos provedores/fornecedores, em uma rede de bancos de dados.

Em resumo, apesar de bancos de dados de ACV estarem sendo desenvolvidos globalmente, os desafios principais para uma interoperabilidade satisfatória e que garanta qualidade dos dados envolvem o formato dos dados, sua nomenclatura e documentos correlatos.

Importantes bases de dados existentes incluem a sueca Sipne@CPM (COM, 2007), a alemã PROBAS (UBA, 2007), a Suíça Ecoinvent (Ecoinvent, 2014) e a *European Reference Life Cycle Database* (ELCD, 2015). O Brasil possui a SICV Brasil, que está em fase inicial de construção.

Em uma resposta proativa à demanda por dados industriais primários, várias empresas e associações criaram seus próprios inventários, que fornecem boa parte das informações para os bancos de dados citados anteriormente. Entre outros, existe inventário para o alumínio (EAA, 2007), ferro e aço (IISI, 2007), plásticos (APME, 2007), e papel e papelão (FEFCO, 2006).

a) Ecoinvent

O objetivo do Ecoinvent Center (Centro Suíço de Inventários de Ciclo de Vida) é promover o uso e boas práticas de análises de inventário de ciclo de vida dispondo de

dados que possam servir de base para a avaliação de impactos ambientais e socioeconômicos. O objetivo estratégico é o de fornecer informações confiáveis, relevantes, transparentes e acessíveis para os usuários ao redor do globo. A qualidade dos dados é mantida por meio de um rigoroso sistema de validação e revisão. Eles podem ser fornecidos ao Ecoinvent por pessoas físicas ou jurídicas, centros de pesquisa, empresas, governos, etc. Trata-se de uma base de dados paga (ECOINVENT CENTER, 2016).

b) ELCD

Dentro da Plataforma Europeia de ACV (*European Platform on LCA (EPLCA)*, em inglês), a primeira versão do Banco de Dados Europeu (*European Reference Life Cycle Database (ELCD)*, em inglês), foi lançada em 2006. Tendo como escopo o mercado europeu, o ELCD incorpora dados de inventário de ciclo de vida de associações europeias, assim como de outras fontes para materiais-chave, como gestores ambientais, de energia e transporte. Esses são revistos periodicamente. Uma segunda versão do ELCD foi lançada em 2009, na qual o número de *datasets* aumentou para mais de 300. A terceira versão-e mais atual- foi lançada em 2013, após nova revisão e inclusão de *datasets* para novos setores (EPLCA, 2014, RECCHIONI *et al.*, 2015).

c) Sistema Brasileiro de Inventários de Ciclo de Vida (SICV Brasil)

É o banco de dados brasileiro no qual constarão os inventários de ciclo de vida de produtos nacionais. É a maior contribuição do IBICT ao fortalecimento e desenvolvimento de ACV no país. A partir de um cadastro no site do SICV Brasil, o usuário (acadêmico, do governo ou da indústria) pode depositar seus inventários, que passarão por revisões antes de serem disponibilizados ao público. A estrutura do SICV Brasil segue o padrão de informações mundialmente integradas.

Até o momento, os inventários disponíveis no sistema são: cimento, algodão, eletricidade, soja, diesel, e compensado de madeira de eucalipto (SIVC Brasil, s/n).

d) GaBi Databases

Baseados em dados coletados pela PE International, em 20 anos de trabalho com clientes, compreende um total de 10.000 inventários de ciclo de vida. Pode também ser utilizado em outros softwares de ACV.

4.5. Barreiras e Limitações da Metodologia de ACV

Um problema frequente para a realização de uma ACV é a disponibilidade de dados. No caso do Brasil, a falta de um inventário nacional consolidado é uma barreira notável a realizações de estudos mais consistentes (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

Como estudos de ACV são demorados e possuem custos elevados, já que exigem equipes técnicas qualificadas, softwares e bancos de dados específicos, sua aplicação passa a ser limitada. Além disso, as constantes atualizações e manutenções desses instrumentos também são custosas (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

No que concerne às empresas, a falta de conhecimento da ACV, a confidencialidade dos dados, o tempo de execução e o fato de ainda existir certo grau de incerteza científica em relação a AICV são alguns dos fatores que limitam a realização de estudos e a disponibilidade de dados. Outro limitante é dispor de uma equipe técnica competente e especializada, que saiba interpretar os resultados de uma ACV, perceber seus benefícios e divulgá-los de forma a manter a imagem da empresa e não divulgar dados confidenciais. (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

SCHATSKY (2011) realizou um estudo no qual é apontada como uma barreira à realização de mais estudos de ciclo de vida o desconhecimento sobre os benefícios que uma ACV pode trazer para uma empresa ou órgão público.

A comparabilidade de resultados é também um problema de estudos de ACV. Como cada estudo se baseia na combinação de dados e inferências, existe sempre um espaço para a variabilidade dos resultados e, assim, a possibilidade de conclusões totalmente diferentes (VILLANUEVA e WENZEL, 2007).

Adita-se ainda que, pelas normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044, a ACV não aborda aspectos sociais ou econômicos de um produto ou serviço. Estudos recentes têm ampliado o escopo da ACV com critérios sociais e econômicos, além dos ambientais, em busca de uma avaliação da sustentabilidade dos produtos nesses três aspectos.

Existe muita subjetividade na fase de avaliação de impacto de ciclo de vida na parte de escolha do método e das categorias de impacto. A transparência é um ponto crítico nessa fase para garantir que as inferências sejam descritas e reportadas com clareza (ISO 14040).

5. Estudo de Caso de ACV de Embalagens de Óleo Lubrificante no Estado do Rio de Janeiro

O sucesso de uma ACV depende da quantidade e qualidade dos dados coletados, especialmente dados locais, do conhecimento da tecnologia aplicada e das simplificações e aproximações realizadas (GUINÉE *et al.*, 2002), e a falta de informação pode comprometer esse tipo de estudo. A aplicação de estudos de caso é uma boa opção para aquisição de dados primários e informações qualitativas e quantitativas (BECKER, 1993). WILLERS e RODRIGUES (2014) atestam que, devido ao seu perfil econômico e variedade de setores, o Brasil permite a realização de variados estudos de ACV, e ZANGHELINI *et al.* (2016) afirma que tais estudos, aplicados ao setor industrial, são fundamentais para melhorar os aspectos ambientais do país.

Assim sendo, a presente tese baseia-se em um estudo de caso para a realização de uma ACV que envolve diversos setores industriais, sejam o automobilístico, o de petróleo e o de plásticos e embalagens.

5.1. Metodologia de pesquisa

A fim de facilitar a compreensão da estrutura e desenvolvimento da presente pesquisa, a seguir serão descritas as etapas realizadas para o cumprimento dos objetivos da tese. As etapas estão divididas em: Etapa I: fase teórica (revisão bibliográfica); Etapa II: fase metodológica; e Etapa III: fase empírica. Após a realização de todas as etapas, foram desenvolvidas as conclusões e recomendações finais do trabalho.

I) Fase Teórica

Iniciou-se a pesquisa com uma vasta revisão bibliográfica do setor de plásticos, setor de óleos lubrificantes, das embalagens de óleo lubrificante e da legislação vigente nacional e internacional. Tal trabalho serviu para embasar o restante da pesquisa e destacar pontos que deveriam ser priorizados na tese. Mais de 200 trabalhos, entre artigos, relatórios, manuais, normas e legislações foram compilados, lidos e selecionados para servirem como referência.

A Figura 8 mostra a metodologia de pesquisa.

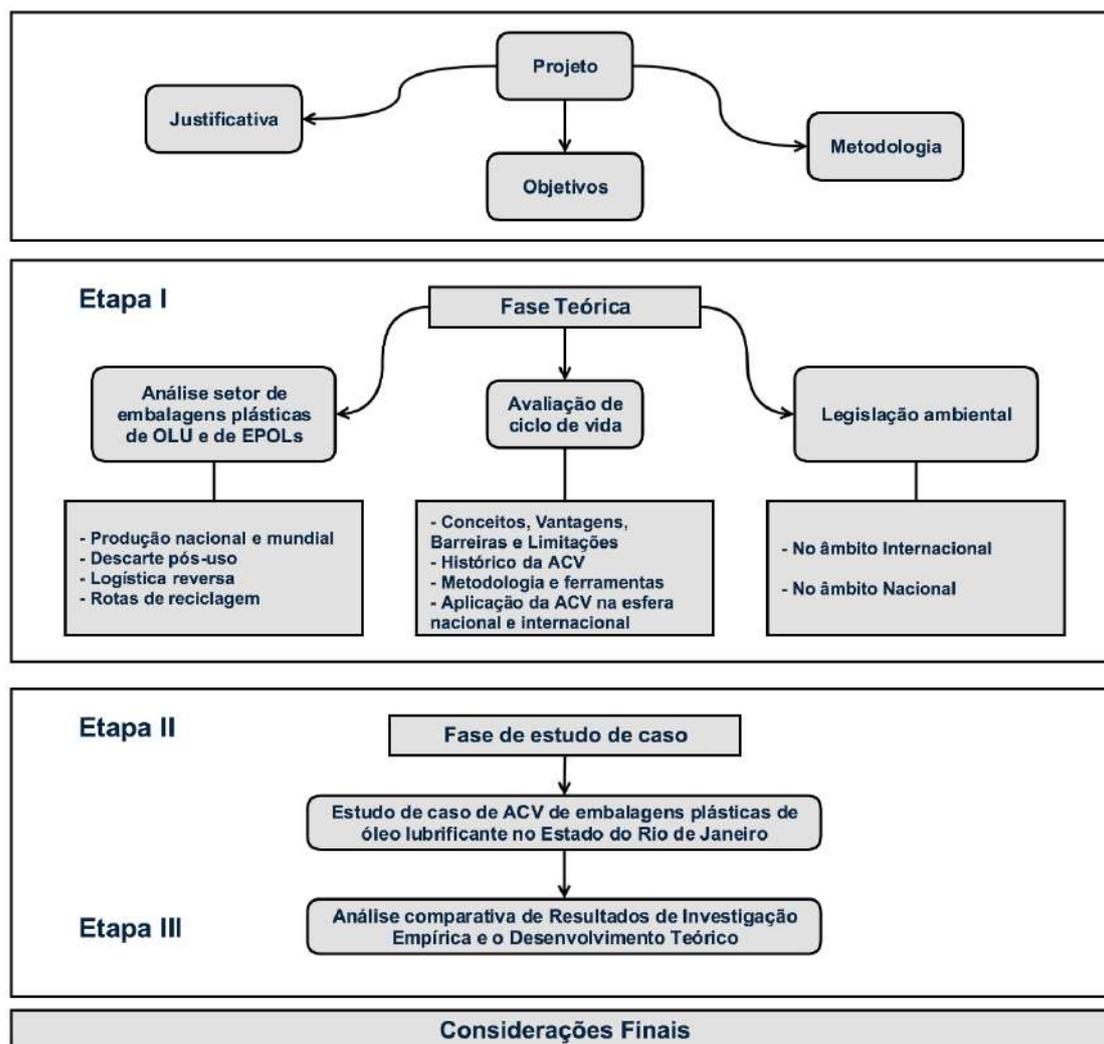


Figura 8. Estruturação da pesquisa realizada.
 Fonte: adaptado de LOVÓN-CANCHUMANI (2012)

II) Fase do estudo de caso

Após a parte teórica, foi decidido que o estudo de caso seria das EPOLs no estado do Rio de Janeiro. Iniciou-se, para tanto, a identificação de agentes para levantamento dos dados.

A parte de coleta de dados para o inventário foi a mais trabalhosa e a que mais consumiu tempo. Foi realizada uma viagem à Carmo do Paranaíba até a fabricante dessas embalagens, duas idas ao escritório do Jogue Limpo no centro da cidade do Rio de Janeiro, uma ida à central do Jogue Limpo em Duque de Caxias e duas visitas à recicladora, também em Duque de Caxias. Utilizou-se, para tanto, o questionário contido no Anexo I. Além disso, houve intensa troca de e-mails e mensagens com outros atores do ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante, como foi o caso da distribuidora e da empresa que transporta os flocos de PEAD para a recicladora. Houve também extensa

troca de e-mails também com o Jogue Limpo e com a fabricante das embalagens. Insistência e paciência foram fundamentais para a realização dessa etapa.

Aprender a realizar uma ACV a partir somente da literatura é um processo penoso, pois os artigos científicos não explicam o passo-a-passo. O uso do software SimaPro foi essencial nesse processo de compreensão do método, além dos manuais ILCD (ILCD 2010a, b e c). Parte essencial foi a ida para a Itália durante o doutorado sanduiche, onde foi possível conhecer pessoas realmente especializadas no assunto e consolidar meu aprendizado.

É a etapa de elaboração do ICV e do seu uso para a AICV, incluindo a aprendizagem e uso de metodologias de ACV (ReCiPe 2008, no caso) e do software (SimaPro, no caso).

A Tabela 3 descreve as fontes de dados primários e secundários para a elaboração do AICV.

Tabela 3. Fontes de dados de cada etapa da ACV das embalagens de óleo lubrificante.

Etapas do processo	Tipo de dados	Dados coletados	Método de coleta
Produção das EPOLs	Primários	Dados sobre o maquinário, produção, energia e água. Inventário de PEAD.	Visita à fábrica; Troca de e-mails e mensagens com o dono e um dos funcionários.
	Secundários	Diesel, emissões	Ecoinvent
Distribuição	Primários	Dados sobre quantidades transportadas e veículos utilizados.	Troca de e-mails com o responsável
	Secundários	Diesel, emissões.	ECOINVENT CENTER (2016)., MMA (2011), IBICT (2016)
Coleta/Jogue Limpo	Primários	Dados sobre coleta, transporte, veículos, pré-tratamento, energia, destinação.	Visitas ao escritório; Visita à Central; Troca de e-mails com o
	Secundários	Diesel, emissões.	IBICT (2016), MMA (2011), ECOINVENT CENTER (2016).
Reciclagem	Primários	Dados sobre o maquinário, o processo de	Visita à recicladora.

		reciclagem, energia e água.	
	Secundários	Diesel, emissões.	IBICT (2016), MMA (2011), ECOINVENT CENTER (2016).
Incineração (<i>waste-to-energy</i>)	Primários	Incinerador	Troca de e-mails
	Secundários	Energia, emissões, água, eletricidade.	IBICT (2016), MMA (2011), IPCC (2001), INDAVER (2014), ECOINVENT CENTER (2016).
Aterro industrial	Primários	Aterro industrial	online
	Secundários	Diesel, emissões	IBICT (2016), MMA (2011), PETRO-CANADA (2016), ECOINVENT CENTER (2016).

Fonte: elaboração própria.

III) Fase de análise dos resultados e das conclusões

Nessa fase, os resultados da avaliação de impacto ambientais foram analisados, foi feita a análise de sensibilidade, conclusões, resultados e recomendações do trabalho. É a etapa final e uma das mais importantes, pois envolve uma análise crítica de todas as etapas realizadas. Também inclui as revisões e modificações finais do trabalho.

5.2. Descrição do Caso

Com 16 milhões de habitantes, o Rio de Janeiro é o terceiro estado mais populoso do Brasil, e a sua frota de automóveis também fica em terceiro lugar, sendo estimada em 6 milhões em 2014. A demanda por óleos lubrificantes no Estado em 2014 foi estimada em 118 milhões de litros. Assim sendo, e como o país possui dimensões continentais, o estado do Rio de Janeiro foi escolhido para este estudo de caso.

O ciclo de vida das embalagens plásticas de óleo combustível inclui sua produção, distribuição, uso e descarte. A logística reversa para a destinação adequada dessas embalagens é realizada pelo Instituto Jogue Limpo (JOGUE LIMPO, 2017), que encaminha esse material para reciclagem ou, no caso da não coleta pelo Instituto, destinação em aterro industrial.

O fluxograma do processo está apresentado na Figura 9. Foram feitos também fluxogramas específicos para cada processo com suas entradas e saídas.

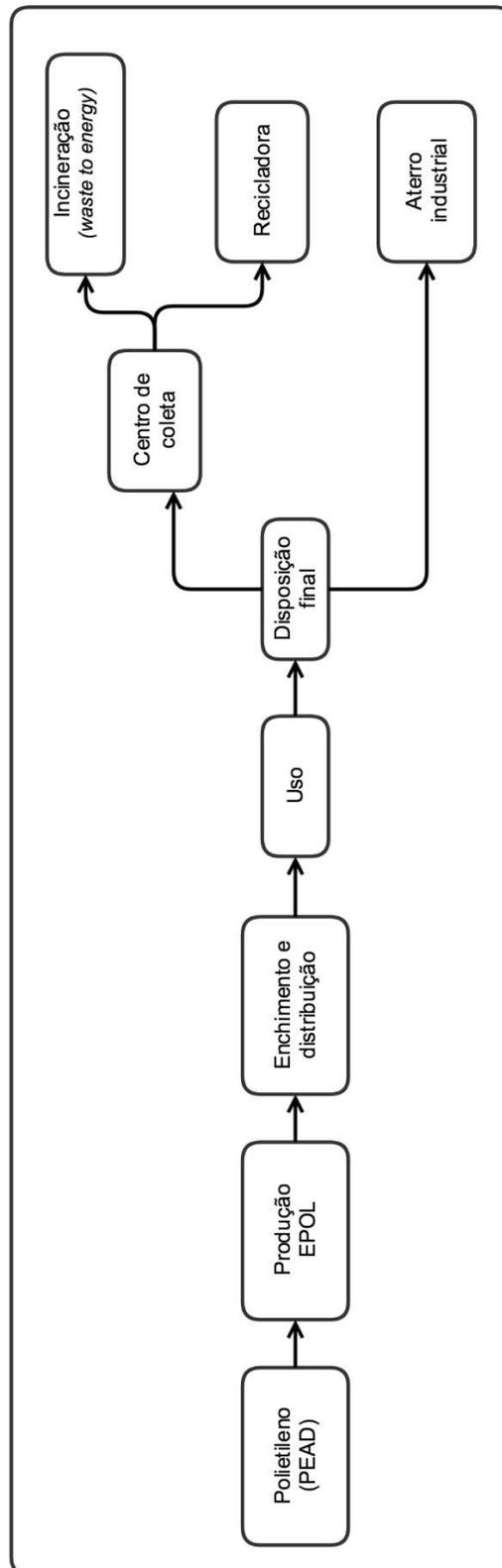


Figura 9. Fluxograma do ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante.
Fonte: elaboração própria.

i) Detalhamento das Etapas do Ciclo de Vida das EPOLs

a) Produção das Embalagens

A empresa fabricante de embalagens plásticas de óleo lubrificante escolhida para o estudo de caso tem sua fábrica na cidade de Carmo do Paranaíba, no estado do Rio de Janeiro, distante 250km da sua capital.

O granulado de PEAD, o corante e os sacos que irão envolver as embalagens para transporte são fornecidos pela empresa que encomendou a produção dos galões, que é a distribuidora. A entrega do material é feita por caminhões diretamente na fábrica uma vez por semana, e os caminhões retornam ao Rio de Janeiro com as embalagens prontas. São caminhões para carga média, com capacidade entre 7,5-16 toneladas.

A mistura do granulado com o corante é realizada na proporção de 2% de corante. Como cada saco do granulado tem 25kg, para cada um deles são utilizados aproximadamente 500g de corante. O processo de mistura é feito por dois funcionários, um despejando o PEAD e outro o corante. Essa mistura é depositada diretamente na caixa reservatório, que tem limite para 1375kg (55 sacos de 25kg).

O material colorido é coletado diretamente pela máquina extrusora, dependendo da demanda. Ele entra na máquina e passa por um espiral sem fim que irá derretê-lo, para então sair em formato de tubo e passar para a forma, que resfria rapidamente o material. A temperatura de fusão é de aproximadamente 180°, e a de resfriamento de aproximadamente 15°. Para que o granulado não derreta antes de cair no espiral, o que entupiria a entrada de material na máquina, essa parte é circundada também por água, porém em temperatura ambiente (25°-30°).

O processo de produção de um galão leva de 25-30 segundos. Dois funcionários são responsáveis por cortar as aparas (Figura 8) e deixar os galões padronizados, que depois passam por uma máquina que confere se não há furos. Se tiver, eles são descartados (um jato de ar tira o galão com defeito da linha de produção). Os galões sem defeitos são ensacados manualmente. Cada saco tem capacidade para 18 galões. Cada caminhão transporta 540 desses sacos, ou seja, 9720 galões.

Todos os galões possuem um *stripe*, que é uma linha de um dos lados para que seja possível ver o nível de óleo. Esse *stripe* é feito de PEAD sem corante (virgem) (Figura 10).



Figura 10. Galão de 4 litros com as aparas (esquerda), sem as aparas (centro) e com o *stripe* (direita).

Fonte: fotografia própria.

Os galões defeituosos e as aparas são triturados em um moinho para poderem ser reutilizados no processo produtivo. Geralmente, são utilizados 50% deste material e 50% do material virgem.

Alguns testes são feitos para testar a qualidade dos garrafões. O teste de queda é feito enchendo-se o garrafão até em cima com água e deixando-o cair de uma altura de 1,20m. São realizadas duas quedas: uma com o fundo para baixo, outra com a lateral para baixo. Serve para ver se o galão não vai explodir com a queda.

Outro teste importante é o visual, para testar se visualmente não existem defeitos, como bolhas. O teste visual interno é feito com uma lanterna, para identificar, por exemplo, se alguma parte do garrafão está com material muito fino, o que não é possível saber com a simples observação.

A fábrica funciona de segunda a sábado. Por causa dos altos preços cobrados pela energia em horário de pico, o horário de 24 horas foi reduzido para 21 horas, com o maquinário sendo desligado entre às 18 e 21 horas diariamente. São realizados três turnos de funcionários.

O fluxograma com as entradas e saídas desse processo está presente na Figura 10. A linha tracejada é para indicar que o pigmento só entra produção dos galões, mas não foi contabilizado por falta de dados.

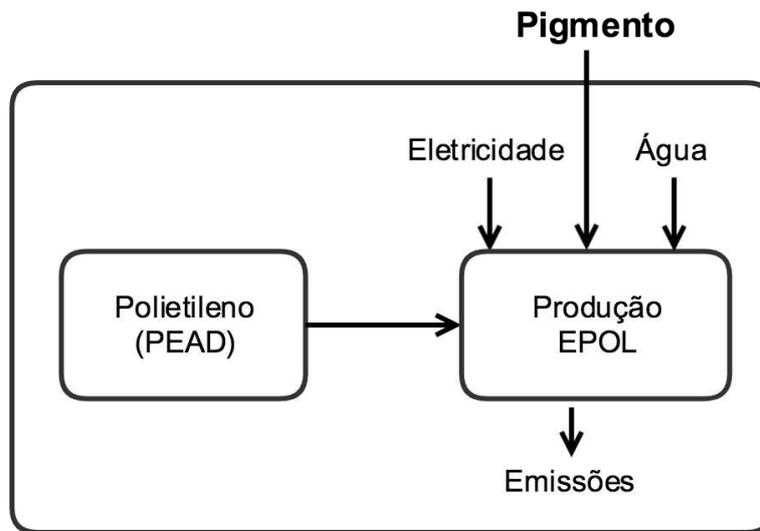


Figura 11. Fluxograma da produção de EPOLs com as entradas e saídas do sistema.

Fonte: elaboração própria.

b) Distribuição do Óleo Lubrificante Embalado

A distribuidora é responsável pela distribuição de lubrificantes de umas das maiores produtoras de petróleo e óleo lubrificante do país, no estado do Rio de Janeiro. Ela é responsável por 30% do suprimento no estado.

Os óleos lubrificantes são envazados na fábrica e comercializados em embalagens de 1 litro, 5 litros e 10 litros (de plástico), 20 litros (de plástico ou metal), 200 litros (de metal) e 1000 litros (de plástico).

Os carregamentos oriundos da fábrica atendem às especificações dos fabricantes dos caminhões. Geralmente, transportam por volta de 15 000 quilos. Para a distribuição são utilizados vários tipos de veículos, dependendo da necessidade e disponibilidade do momento. Para efeitos do presente estudo, foi considerado apenas o uso de caminhões médio, com capacidade entre 7,5 e 16 toneladas.

A distância percorrida é estimada em 5000 quilômetros por mês. O fornecimento de óleo lubrificante é realizado tanto pela distribuidora, quanto pela produtora de óleo, e é estimado em 600 000 litros por mês, sendo 80% automotivo. Cada uma contribui com metade deste fornecimento.

Um fluxograma com as entradas e saídas desse processo está presente na Figura 12. O óleo é o óleo lubrificante para enchimento das garrafas.

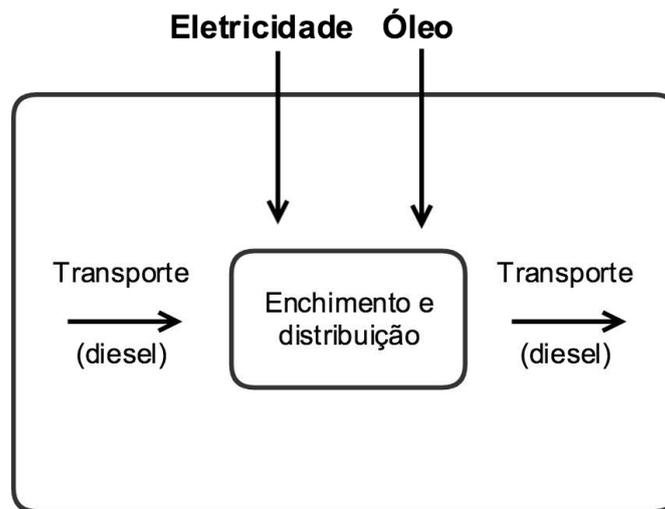


Figura 12. Fluxograma da distribuição de óleo lubrificante embalado com as entradas e saídas do sistema.

Fonte: elaboração própria.

c) Jogue Limpo e a Logística Reversa

O programa Jogue Limpo foi criado em 2005 no Rio Grande do Sul pelos fabricantes de lubrificantes associados ao SINDICOM com o objetivo de dar uma destinação ambientalmente correta às embalagens plásticas de óleo lubrificante usadas. Após o acordo setorial, o programa foi se expandindo por outros estados (Figura 13) e, em 2014, as associadas fundadoras (Castrol, Chevron, Cosan, Ipiranga, Petronas, Shell, Total e YPF, além do Sindicom) decidiram transformar o programa no Instituto Jogue Limpo.

Em 2017, o Jogue Limpo encontra-se presente em 14 estados e o DF. Ainda falta expandir para as regiões norte e centro-oeste e para os estados do Maranhão e Piauí. Ele conta com 19 centrais para onde as embalagens usadas e coletadas são levadas para separação e trituração. São 16 as recicladoras associadas ao Instituto.



Figura 13. Mapa dos estados onde o Jogue Limpo atua.
Fonte: adaptado de Jogue Limpo (2017).

A coleta das embalagens usadas é terceirizada, e só uma empresa é autorizada a realizar o processo de logística reversa no Estado do Rio. Os caminhões (cargas leves, com capacidade para transporte de 3,5-7,5 toneladas) são equipados com balanças e rastreadores, e com pessoal devidamente habilitado para o manejo e transporte de resíduos perigosos. Assim, no próprio local da coleta as embalagens são pesadas e os dados são enviados eletronicamente para o site do Instituto Jogue Limpo e o gerador recebe um comprovante da pesagem (Figuras 14 e 15). Os caminhões percorrem uma média de 20 000 km/mês para fazer a coleta das EPOLs e transportá-las para a central do Jogue Limpo em Duque de Caxias (RJ).



Figura 14. Caminhão para coleta das embalagens usadas de OLU.
Fonte: cedida pelo consultor do Jogue Limpo no Rio de Janeiro.



Figura 15. Coleta de embalagens de óleo lubrificante usadas.
Fonte: cedida pelo consultor do Jogue Limpo no Rio de Janeiro.

Os caminhões retornam para a central do Jogue Limpo com as embalagens vazias em sacos plásticos transparentes e descarregam em baias forradas com mantas impermeáveis (Figuras 15 e 16). Só existe uma central no Estado do Rio de Janeiro, que fica no município de Duque de Caxias.



Figura 16. Central Jogue Limpo.
Fonte: fotografia própria.

O manifesto é o documento que vai conter os dados da coleta e transporte das embalagens vazias. O manifesto de resíduos é impresso em quatro vias. A primeira é a que consta os dados do gerador, a segunda é do transportador, a terceira fica com o receptor e a quarta retorna ao gerador. Ou seja, a segunda e a terceira ficam com a central, e a quarta serve para fiscalização pelo INEA. Essa via é digitalizada e o gerador pode acessá-la online no site do INEA caso haja necessidade de apresentação para o fiscal.

As embalagens levadas para a central passam por uma separação inicial realizada manualmente por dois funcionários, uma vez que nos postos de coleta pode acontecer o descarte inadequado de outros resíduos junto às embalagens de óleo lubrificante (Figuras 17 e 18). Os sacos de transporte das embalagens nem sempre aguentam o peso transportado e podem se romper, como pode ser visto na Figura 17.

As embalagens que ainda contenham óleo ficam emborçadas para acabar de esvaziar o conteúdo e depois são colocadas na máquina de trituração (Figura 19), que despeja o material triturado diretamente em um contêiner/caçamba. A carga é liberada para reciclagem de duas em duas caçambas. Como o material é perigoso, deve ser contratado um frete licenciado para o transporte de material perigoso (responsabilidade da recicladora) para transportar o plástico triturado até a recicladora. Esse frete é realizado uma vez ao mês, quando se atinge a capacidade de transporte de um caminhão, que é

similar ao peso coletado pelo Jogue Limpo naquele mês- entre 20 e 30 toneladas. Os caminhões utilizados são para carga pesada, acima de 28 toneladas.



Figura 17. Separação de resíduos.
Fonte: fotografia própria.



Figura 18. Separação manual dos resíduos.
Fonte: fotografia própria.



Figura 19. Etapa de trituração das embalagens.
Fonte: fotografia própria.

O fluxograma esquematisando as etapas da logística reversa das embalagens de óleo lubrificante está representado na Figura 20.

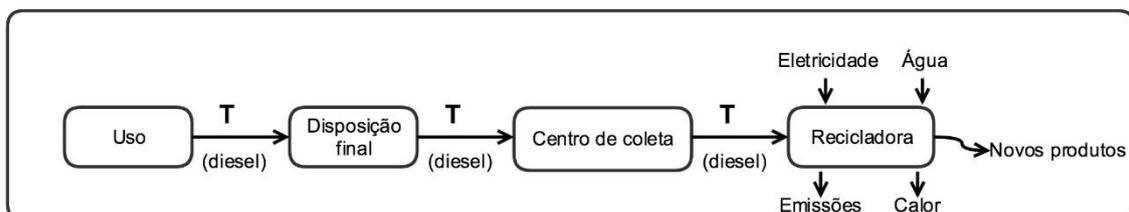


Figura 20. Logística reversa das embalagens plásticas de óleo lubrificante realizada pelo Instituto Jogue Limpo.
Fonte: elaboração própria.

d) Reciclagem

Na planta de reciclagem, os flocos de PEAD são derretidos e passam pelo processo de extrusão para serem transformados em novos produtos (Figura 18). Nesse caso, os novos produtos são tubos corrugados. Em outras palavras, é um processo de reciclagem

open-loop, porque os resíduos plásticos são transformados em outros produtos (Figura 22) (NAKATANI, 2014).

Nesse processo, o plástico não será lavado anteriormente. Foi desenvolvido um processo no qual o óleo remanescente é incorporado aos novos produtos sem que haja prejuízo na qualidade destes. A água é utilizada somente no processo de resfriamento do material que sai da extrusora (Figuras 21, 22 e 23).



Figura 21. Processo de extrusão.

Fonte: cedida pelo consultor do Jogue Limpo no Rio de Janeiro.



Figura 22. Processo de extrusão.
Fonte: cedida pelo consultor do Jogue Limpo no Rio de Janeiro.



Figura 23. Tubos corrugados prontos.
Fonte: cedida pelo consultor do Jogue Limpo no Rio de Janeiro.

e) Incinerador com Geração de Energia (*waste-to-energy*)

O incinerador escolhido para o presente estudo está localizado em Belford Roxo, no Rio de Janeiro, a 32 quilômetros do centro de coleta do Jogue Limpo. Esse incinerador processa diversos tipos de materiais, mas atualmente não processa EPOLs e nem gera energia. Supôs-se que a coleta para a destinação para incineração com geração de energia também seria feita pelo Jogue Limpo, já que se trata de um caso de reciclagem energética. A capacidade de processamento de material nessa unidade é de 456 toneladas de resíduos por mês.

O fluxograma se encontra na Figura 24.

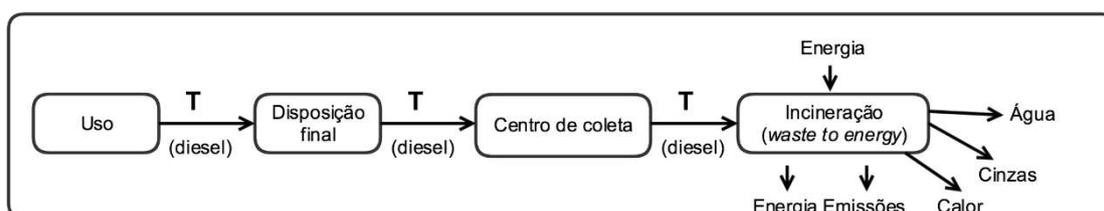


Figura 24. Sistema hipotético de destinação dos flocos de PEAD para incineração (*waste-to-energy*).

Fonte: elaboração própria.

f) Aterro Industrial

As embalagens plásticas que não são recolhidas pelo Instituto Jogue Limpo são coletadas por serviços de coleta de resíduos especiais (perigosos). Tais embalagens são provenientes de consumo individual a partir de revendedoras (supermercados, etc.) quando a troca do óleo do carro é feita pelo próprio consumidor, de oficinas, postos de gasolina e outros locais que oferecem o serviço de troca de óleo e que não estão associados ao sindicato. Como não foi possível obter os dados para a representatividade da quantidade de embalagens coletadas pelo Programa e a quantidade produzida (descartada) no estado do Rio de Janeiro, cálculos foram realizados a partir da quantidade de lubrificante consumida em 2014, segundo dados do SIMEPETRO, e dos dados fornecidos pelo Instituto Jogue Limpo. Sendo assim, a estimativa é de 2371 ton de embalagens plásticas de óleo lubrificante tenham sido destinadas incorretamente (para aterros industriais) em 2014.

O aterro considerado em questão é um aterro industrial, no estado do Espírito Santo, distante 490 km do Rio de Janeiro. Os flocos de PEAD inicialmente são estocadas em um local no Estado do Rio de Janeiro, no bairro de Bonsucesso, e quando o estoque atinge uma quantidade suficiente para encher um caminhão (carga pesada, acima de 28 toneladas), a carga é enviada para o aterro. Adota-se a hipótese de que esse tipo de

descarte não gera emissões (SYKE, 2007), mas as emissões do óleo lubrificante restante nas embalagens foram incluídas no estudo.

O fluxograma da destinação para aterro industrial encontra-se na Figura 25.

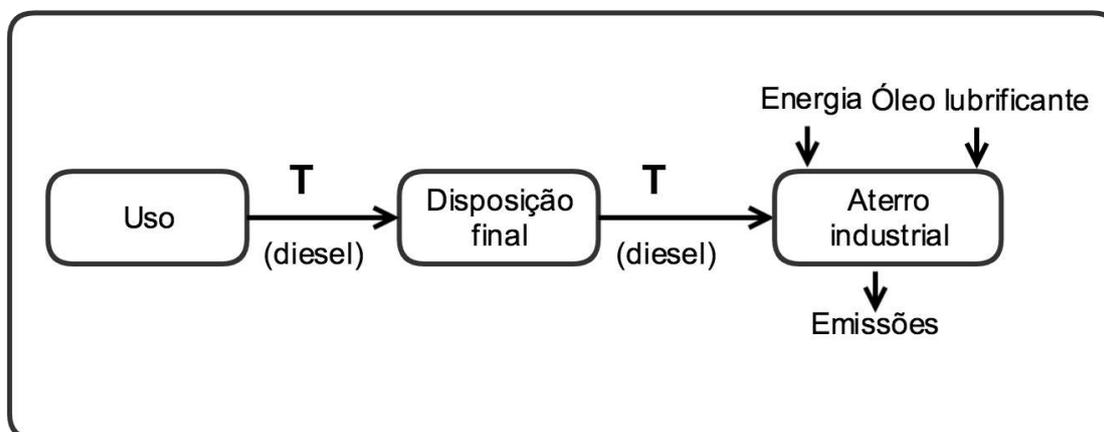


Figura 25. Fluxograma do descarte de EPOLs em aterro industrial com as entradas e saídas do sistema.

O óleo que aparece como entrada do sistema é o que resta dentro das EPOLs descartadas. Fonte: elaboração própria.

5.3. Objetivo e Escopo

O objetivo da presente tese é avaliar os diferentes impactos associados ao ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante, considerando as etapas de produção, uso e destinação final, utilizando como base os princípios gerais da série de normas NBR ISO 14040. Abrange, ainda, diferentes opções de tratamento para o fim da vida dessas embalagens, que poderiam ser consideradas em futuros processos de tomada de decisão.

5.3.1. Unidade Funcional

A unidade funcional (UF) quantifica o desempenho de um sistema de produção e fornece a referência para fluxos de insumos e produtos no estudo de análise de ciclo de vida. A unidade funcional é de 1 tonelada de Polietileno de Alta Densidade (PEAD). A escolha desta unidade foi realizada em função do seu uso ser representativo para todas as etapas do ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante.

5.3.2. Fronteiras do Sistema de Produto

O sistema de produto engloba a empresa fabricante das embalagens de óleo lubrificante; a empresa que entrega os *pellets* para a fabricante, depois coleta essas embalagens, preenche com óleo lubrificante e distribui para os revendedores; a logística

reversa das embalagens usadas, realizadas pelo Instituto Jogue Limpo, que encaminha para reciclagem ou, hipoteticamente, para incineração (*waste-to-energy*); e a disposição em aterro industrial.

As entradas e saídas de matéria e energia são consideradas como fluxos auxiliares, uma vez que não fazem parte do fluxo do produto principal, ou seja, indiretamente estão presentes no produto final.

Produção de embalagens- produção das embalagens de óleo lubrificante de 4L a partir de PEAD. O pigmento não está incluído na ACV, uma vez que não foi possível obter dados, tampouco os sacos plásticos que armazenam as EPOLs para transporte fazem parte do sistema do produto.

Preenchimento e distribuição das embalagens conteúdo óleo lubrificante- Dados sobre o enchimento das embalagens com óleo lubrificante são desconsiderados.

Coleta de embalagens- realizada pelo Instituto Jogue Limpo nos postos de distribuição de óleo lubrificante participantes do programa, associados ao SINDICOM.

Triagem- processo realizado manualmente na Central para separação das tampas das EPOLs e retirada de resíduos sólidos que não sejam de embalagens de óleos lubrificantes.

Moagem- processo realizado na Central de recebimento para reduzir o volume das embalagens, transformando-as em flocos de PEAD para facilitar o transporte pela recicladora.

Extrusão- processo realizado na recicladora para transformação dos PEAD em novos produtos.

Os impactos gerados pelo uso das embalagens não são incluídos no estudo, uma vez que isso não influencia na opção de descarte escolhida, assim como a produção de máquinas e equipamentos, na construção das plantas industriais e infraestrutura também não serão incluídos.

O fato de que as emissões geradas em diferentes locais causam diferentes impactos ambientais também não será levado em consideração. Tampouco serão incluídos os dados para tratamentos de efluentes (líquidos ou gasosos) no presente estudo.

A fronteira geográfica compreende os dados de produção de embalagens por uma produtora no estado do Rio de Janeiro, distribuição no estado do Rio de Janeiro e coleta e reciclagem de embalagens de óleo lubrificante usadas no mesmo estado.

Os dados para o ciclo de vida das tampas, feitas de polipropileno (PP), não são contabilizados, uma vez que muitas delas se perdem pelo caminho e os dados não foram possíveis de obter. O estudo de caso foi realizado para o Estado do Rio de Janeiro.

A fronteira temporal compreende entre de janeiro de 2014 e janeiro de 2015.

5.3.3. Definição dos Cenários, Metodologia e Categorias de Impacto

Para realizar a avaliação de ciclo de vida das embalagens plásticas de óleo lubrificante, diferentes cenários de tratamento foram criados seguindo a hierarquia de resíduos. Reciclagem e incineração com geração de energia foram priorizadas, seguindo-se o descarte em aterros industriais como opção menos preferível. Apesar de a tecnologia *waste-to-energy* não ser usada atualmente no tratamento de EPOLs no Brasil, dois cenários foram construídos usando-a como uma possível destinação desse tipo de resíduo.

- **Cenário 0** (cenário base) - cenário 16-84: foram comparadas situações nas quais 16% das embalagens de óleo lubrificante foram coletadas e destinadas para reciclagem mecânica, enquanto 84% foram coletadas e destinadas para aterro industrial.

- **Cenário 1** - cenário 50-50: foram comparadas situações nas quais 50% das embalagens de óleo lubrificante foram coletadas pelo Jogue Limpo e destinadas para reciclagem mecânica, enquanto 50% foram coletadas e destinadas para aterro industrial.

- **Cenário 2** - cenário 16-64-16: foram comparadas situações nas quais 32% das embalagens de óleo lubrificante foram coletadas pelo Jogue Limpo e destinadas: 16% para reciclagem mecânica e 16% para incineração com geração de energia, e 64% foram coletadas e destinadas para aterro industrial.

- **Cenário 3** - cenário 50-50: foram comparadas situações nas quais 100% das embalagens foram coletadas pelo Jogue Limpo, sendo que 50% foram destinadas para reciclagem mecânica, enquanto 50% foram destinadas para incineração com geração de energia.

O cenário 0 foi criado a partir dos dados calculados previamente para a quantidade de EPOLs recicladas pelo Jogue Limpo em comparação à quantidade que vai para o aterro industrial para o ano de 2014. Os outros cenários foram determinados de forma aleatória, pensando-se em um aumento da coleta e reciclagem de EPOLs pelo Jogue Limpo para 50% do total (cenário 1), em seguida pensou-se na mesma quantidade dessas embalagens usadas sendo recicladas e incineradas (cenário 2) e uma situação supostamente ideal, na qual todas as EPOLs seriam tratadas no seu fim de vida (cenário 2).

Para realizar a AICV, foi utilizado o software SimaPro 8.1.1.16 e o método de avaliação selecionado foi o ReCiPe 2008 midpoint (GOEDKOOOP *et al.*, 2009). O SimaPro é um dos programas mais utilizados para estudos de avaliação de ciclo de vida, desenvolvido pela Pré Consultants (2016). O ReCiPe 2008 é uma metodologia bastante aplicada no mundo todo, com incertezas a nível *midpoint* consideradas relativamente baixas (ILCD, 2010c). Além disso, ela possui 18 categorias de impacto, permitindo uma análise mais completa e consistente do caso em estudo.

As categorias de impacto *midpoint* selecionadas para o presente estudo foram: mudanças climáticas (MC), depleção do ozônio estratosférico (DOE), toxicidade humana (TH), formação de oxidantes fotoquímicos (FOF), formação de materiais particulados (FMP), radiação ionizante (RI), acidificação terrestre (AT), eutrofização da água doce (EAD), eutrofização marinha (EM), ecotoxicidade terrestre (ETT), ecotoxicidade da água doce (ETA), ecotoxicidade marinha (ETM), ocupação de terras agrícolas (OTA), ocupação de terras urbanas (OTU), transformação da terra (TT), depleção de recursos minerais (DRM) e depleção de recursos fósseis (DRF).

Na verdade, somente uma categoria de impacto foi excluída (escassez hídrica) pois o seu fator foi igual a zero. Como não foram encontrados na literatura estudos sobre ACV de embalagens plásticas de óleo lubrificante, optou-se por não excluir nenhuma outra categoria, a fim de tornar o estudo mais completo e abrangente.

a) Categorias de Impacto *Midpoint*

- Mudanças climáticas: o que interessa é o efeito marginal de se adicionar uma pequena quantidade de CO₂, ou outro gás de efeito estufa. É baseada nos dados do IPCC e utiliza a força radioativa infravermelha como indicador, com unidade W*ano/m², e o fator de caracterização é o potencial de aquecimento global.

- Depleção do ozônio estratosférico: o fator de caracterização para depleção da camada de ozônio é relativo à destruição da camada de ozônio estratosférica causada por emissões antropogênicas de substâncias que destroem essa camada. No ReCiPe 2008, somente são tratados danos à saúde humana, pois existe muita incerteza relacionada a outras áreas de proteção.

- Toxicidade humana: o fator de caracterização para toxicidade humana e ecotoxicidade englobam a persistência ambiental (destino), acumulação na cadeia alimentar humana (exposição) e a toxicidade (efeito) de um químico. Um modelo

comumente utilizado é o USES-LCA (HUIJBREGTS *et al.*, 2000). O indicador que dará o potencial de toxicidade é a dose (sem unidade) ou concentração (m^2 /ano) de risco.

- Formação de materiais particulados (PM_{10}): o foco é dado para os particulados antropogênicos, já que são os únicos que podem ser influenciados por atividades humanas. A medida utilizada para expressar os anos de vida afetados pelos danos respiratórios devido à exposição a particulados e ozônio é o DALY. O indicador de formação potencial de materiais particulados é a ingestão/ entrada de PM_{10} .

- Radiação ionizante: os modelos de destino e exposição foram baseados em DREICER *et al.*, 1995, que descreveu a rotina atmosférica e descargas líquidas no ciclo do combustível nuclear na França. Os impactos na saúde são então calculados estatisticamente devido à exposição dos seres humanos à radiação. A unidade é Siervet por Becquerel.

- Acidificação terrestre: a deposição atmosférica de substâncias inorgânicas, tais como sulfatos, nitratos e fosfatos, causa mudanças na acidez do solo. Para a maioria das espécies de plantas existe uma acidez ótima. Cada desvio desse ótimo é prejudicial para um tipo de espécie, e esse desvio é chamado acidificação. Como resultado, mudanças nos níveis de acidez irão causar variações na ocorrência de espécies. As substâncias emitidas que mais causam acidificação são NO_x , NH_3 e SO_2 . O ReCiPe calcula fatores de caracterização de acidificação para espécies de plantas em ecossistemas florestais europeus, e a unidade é $kg SO_2 eq/kg$

- Eutrofização: o fator de caracterização é o potencial de eutrofização da água, e a unidade é $kg Peq/kg$. Ele leva em consideração os nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P) que limitam a passagem da biomassa aquática, principalmente os fitoplanctons.

- Ecotoxicidade: os fatores de caracterização para efeitos ecotoxicológicos em água doce são calculados considerando-se a persistência 397 pesticidas na cadeia alimentar. Também utiliza o modelo USES-LCA (HUIJBREGTS *et al.*, 2000). São quantificadas as incertezas dos fatores causadas pela limitação de dados, tais como os de toxicidade.

- Uso da terra: Para a caracterização a nível *midpoint* é utilizada uma abordagem de competição, a mesma usada por GUINÉE *et al.*, 2002. Essa abordagem soma todos os diferentes tipos de uso da terra e inclui parâmetros de inventário de ciclo de vida definidos em m^2 por ano. As três categorias *midpoint* são: uso da terra para agricultura, uso urbano da terra e transformação da terra (natural). Para cálculo dessa metodologia *midpoint*,

somente a quantidade de área ocupada ou transformada ($m^2 \times \text{ano}$) é necessária. Não é feita diferenciação por uso da terra, devido às incertezas. Para o cálculo a nível *endpoint*, o indicador para ocupação da terra é a fração potencial de desaparecimento das espécies. Para o fator de caracterização de impacto de potencial ocupação da terra urbana, para agricultura ou natural, o indicador é o uso ($m^2 \times \text{ano}$) para as duas primeiras categorias, e transformação do solo (m^2) para a última.

- Depleção de Recursos Minerais: uma das fontes de dados mais importantes para esse método é a *U.S Geological-Survey* (www.usgs.com), base de dados de depósitos de metais no mundo. Essa base de dados contém dados históricos de mais de 3.000 minas em 50 depósitos. Essa metodologia foca na redução de depósitos, ao invés de commodities (recurso econômico de uma mineração) individuais, fazendo jus à distribuição geológica dos metais e podendo cobrir mais commodities, principalmente os co-produtos. O método utiliza aumento de custos como indicador *endpoint* e a “inclinação dividida pela disponibilidade” como indicador *midpoint*.

Depleção de Recursos Fósseis: o fator de caracterização é o potencial de exaustão de energia de fósseis, medida em kg petróleo eq/kg, e é baseado na quantidade de energia acumulada.

b) Categorias de Impacto *Endpoint*

- Danos à Saúde Humana: normalmente, esse impacto é caracterizado utilizando o modelo de “anos de vida ajustados a incapacidades (*Disability-Adjusted Life Year-DALY*) ”. O DALY de uma doença deriva de estatísticas de saúde humana em relação a anos de vida perdidos e/ou incapacitados. Valores para DALY existem para um número grande de doenças, incluindo vários tipos de cânceres, doenças causadas por vetores, etc.

O DALY vai ser a soma dos anos perdidos e dos anos de vida incapacitados.

$$DALY = YLL + YLD$$

$YLD = w \times D$, no qual w é o fator de severidade, que varia entre 0 (completamente saudável) e 1 (morte), e D é a duração da doença.

O DALY é específico para cada região e espaço de tempo. Considerar uma média global seria inferir que um dano à saúde humana poderia ser causado por emissões com efeito global. A diferença entre incidências de doenças em diferentes partes do mundo pode fazer com que os resultados de impactos sejam muito díspares e não representativos.

- Danos aos Ecossistemas: ecossistemas são complexos e difíceis de serem monitorados. Algumas características foram definidas como importantes para os seres

humanos, tais como biodiversidade, aspectos culturais, funções e serviços ecológicos, recursos, e informações genéticas. Como é difícil mensurar todas essas variáveis, o ReCiPe se concentra nos fluxos de informação a nível de espécies. Ou seja, assume que a diversidade de espécies representa adequadamente a qualidade ambiental. Também é importante escolher entre a extinção de espécies completa e irreversível ou o desaparecimento de espécies (reversível ou não) de espécies em uma região num certo período de tempo. Apesar da extinção ser mais fundamental, é mais difícil de modelar em uma ACV. Infere-se, então, que uma extinção é causada por um conjunto de fatores, e que um único ciclo de vida de produto não pode causar a extinção de uma espécie.

Em relação à distribuição de espécies, o ReCiPe utiliza os seguintes dados: número total de espécies terrestres descritas: 1,6 milhões; número total de espécies de água doce: 100 000; número total de espécies de água salgada: 250 000.

- Recursos: o modelo ReCiPe se baseia na distribuição geológica de minerais e recursos fósseis e como o uso desses recursos pode causar mudanças marginais nos esforços de extração de recursos no futuro. O modelo é baseado no aumento marginal de custos causado pela extração de recursos. Foi desenvolvida uma função que reflete isso de acordo com os efeitos causados pela extração contínua de recursos.

5.4. Inventário de Ciclo de Vida das Embalagens Plásticas de Óleo Lubrificante

O inventário do ciclo é uma etapa crucial em qualquer análise de ciclo de vida porque é quando são feitas as verificações das especificações dos dados coletados, seguindo as determinações dos padrões ISO 14040 (ISO, 2009).

A obtenção de informações foi feita principalmente mediante entrevistas diretas e coleta de dados primários (protocolo de pesquisa no Anexo I). Quando estes não estiveram disponíveis, usou-se informações secundárias provenientes da literatura ou da base de dados Ecoinvent (ECOINVENT CENTER, 2016) Insumos e produtos relativos à fabricação de polietileno e sobre o diesel utilizado no transporte foram compilados de uma importante empresa brasileira e do inventário nacional sobre emissões (IBICT, 2016), respectivamente. O cálculo das emissões baseou-se nos fatores de conversão (MMA, 2011) apresentados na Tabela 4. Com relação à eletricidade, utilizou-se o mix brasileiro médio de voltagens (ECOINVENT CENTER, 2016).

Os dados sobre a produção e distribuição de EPOLs foram fornecidos por um produtor dessas embalagens plásticas e por um dos maiores distribuidores de óleos

lubrificantes do Brasil. O nome dessas empresas não será revelado para preservar a sua identidade e a privacidade das informações. O Instituto Jogue Limpo também forneceu insumos valiosos para a execução deste trabalho, incluindo informações sobre a coleta de EPOLs usadas e sobre a demanda de óleo diesel e eletricidade. Os dados sobre o uso de água, transporte, energia e calor foram obtidos diretamente na planta de reciclagem

Parte dos dados já foram apresentados na descrição do estudo de caso, item 5.1. Contudo alguns cálculos merecem uma breve descrição.

A produção das EPOLs em 2014 foi de, aproximadamente, 633 000 embalagens. A distância total percorrida pelos caminhões que transportam o PEAD para a fábrica de embalagens e as embalagens vazias para a empresa de petróleo é próxima de 25 000 km/ano. Para contabilidade da demanda por diesel e emissões, considerou-se a distribuição das embalagens contendo óleo lubrificante, mas a destinação e tratamento desse óleo não fazem parte do escopo desta tese.

Utilizando os dados do SINDICOM (2016), estimou-se que a demanda por óleo lubrificante no estado do Rio de Janeiro em 2014 foi de, aproximadamente, 118 milhões de litros. O Jogue Limpo coletou, nesse mesmo ano, 379,3 toneladas de embalagens de óleo lubrificante, o que corresponde a quase 19 milhões de embalagens (cada embalagem pesa por volta de 20g). Assumindo que todas essas embalagens são de 1 litro, esse valor corresponde a 16% das embalagens de EPOLs usadas e descartadas em 2014. Assim, para o aterro industrial foram destinadas 2,371 milhões de EPOLs (84% das embalagens usadas) nesse mesmo ano.

Para o cálculo das emissões no transporte foram utilizados os dados apresentados na Tabela 3, além dos dados de distância percorrida, peso transportado, e considerando a densidade do óleo lubrificante de $0,86 \text{ g/cm}^3$ (PETRO-CANADA, 2016). Considerou-se também uma média de 45 ml de óleo remanescente em cada embalagem de óleo lubrificante usada.

Para a hipótese de incineração, a geração de energia é considerada na análise e os dados do inventário foram calculados a partir de informações do Painel Intergovernamental sobre a Mudança Climática (IPCC, 2001) e em dados europeus sobre o funcionamento de incineradores de resíduos perigosos (INDAVER, 2014).

Os pressupostos do trabalho consideram que a reciclagem é um processo open loop, ou seja, produz bens diferentes das embalagens de óleo lubrificante; e que a incineração é usada para a produção de energia, a ser incorporada à rede brasileira de eletricidade.

O plástico virgem é substituído pelo PEAD reciclado com uma taxa de 1:1, assumindo-se a inexistência de perdas ou degradações no processo de reciclagem. Para a energia, a taxa de substituição considerada é também 1:1.

Na análise de inventário, os dados reunidos se atribuem às entradas e saídas dos processos. A agregação dos dados finais mostra os resultados na lista de insumos e produtos do ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante, mostrados na Tabela 5 de inventário. Neste apartado se resumem os dados ambientais pertinentes de cada subsistema.

Tabela 4. Fatores de conversão em g/kg de diesel (MMA, 2011).

Tipo de emissão	Carga leve, 3,5–7,5 toneladas	Carga média, 7,5–16 toneladas	Carga pesada, >28 toneladas
CO ₂	2,70	2,70	2,70
CO	0,42	0,58	1,01
NO _x	0,08	0,11	0,19
MP	0,04	0,054	0,11
COVNM	2,37	3,25	5,68

MP: material particulado; COVNM: Compostos orgânicos voláteis sem metano.

Tabela 5. Inventário do ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante.

Entradas			Saídas		
Produção de EPOLs					
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
HDPE	1	tonelada	Embalagens	1	tonelada
Diesel (transporte)	63,75	L	Calor	$6,14 \times 10^3$	MJ
Eletricidade	$52,5 \times 10^3$	kWh	CO ₂	172,13	kg
Água (resfriamento)	2,99	m ³	CO	$2,4 \times 10^{-3}$	kg
			PM	2,24	kg
			NO _x	$4,49 \times 10^3$	kg
			COVNM	132,96	kg
Distribuição de EPOLs					
Embalagens	1	tonelada	CO ₂	$6,10 \times 10^3$	kg
Diesel (transporte)	2,26	L	CO	$1,15 \times 10^{-6}$	kg
Óleo lubrificante*	43	toneladas	MP	$1,07 \times 10^{-4}$	kg
			NO _x	$2,19 \times 10^{-1}$	kg
			COVNM	$6,46 \times 10^{-3}$	kg
Coleta (Instituto Jogue Limpo)					
Embalagens	1	tonelada	PEAD	1	tonelada
Diesel (transporte)	69,92	L	CO ₂	188,78	kg
Eletricidade	$1,01 \times 10^3$	kWh	CO	$2,58 \times 10^{-2}$	kg
Óleo lubrificante*	1,94	toneladas	MP	$2,46 \times 10^{-3}$	kg
			NO _x	$4,92 \times 10^{-3}$	kg
			COVNM	$1,46 \times 10^{-1}$	kg

Reciclagem de PEAD					
PEAD	1	tonelada	Produto	1	tonelada
Diesel (transporte)	$3,9 \times 10^{-1}$	L	Calor	$1,83 \times 10^3$	MJ
Eletricidade	$13,3 \times 10^2$	kWh	CO ₂	1,05	kg
Água (resfriamento)	19,70	m ³	CO	$3,44 \times 10^{-4}$	kg
			MP	$3,24 \times 10^{-5}$	kg
			NOx	$6,47 \times 10^{-5}$	kg
			COVNM	$1,93 \times 10^{-3}$	Kg
Incineração (waste-to-energy) de PEAD					
PEAD	1	tonelada	Cinzas	0,01	tonelada
Diesel (transporte)	21,80	L	Calor	$1,08 \times 10^6$	MJ
Energia	500	kWh	CO ₂	58,86	kg
Óleo de aquecimento	$0,81 \times 10^{-2}$	tonelada	CO	$1,94 \times 10^{-2}$	kg
Gás natural	0,96	GJ	MP	$1,82 \times 10^{-3}$	kg
Água	$3,58 \times 10^3$	L	NOx	$3,64 \times 10^{-3}$	kg
			COVNM	$1,09 \times 10^{-1}$	kg
			Água	$1,10 \times 10^3$	L
Aterro Industrial					
PEAD	1	tonelada	CO ₂	187,87	kg
Diesel (transporte)	69,58	L	CO	$3,45 \times 10^{-2}$	kg
Energia	0,37	kWh	MP	$3,66 \times 10^{-3}$	kg
Óleo lubrificante	1,94	toneladas	NOx	$7,01 \times 10^{-3}$	kg
			COVNM	$2,08 \times 10^{-1}$	kg
			CO ₂	187,87	kg

* Óleo lubrificante utilizado somente para cálculo de peso de material transportado, considerando que uma média de 45 mL de óleo permanecem nas embalagens usadas.
Fonte: elaboração própria.

5.5. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)

Como previamente mencionado, para realizar a AICV foi utilizado o software SimaPro 8.1.1.16 e o método de avaliação selecionado foi o ReCiPe 2008 midpoint e endpoint (GOEDKOOOP *et al.*, 2009). A AICV foi realizada primeiro para os quatro cenários apresentados, depois para a logística reversa das embalagens de óleo lubrificante.

Os resultados da avaliação de impacto de ciclo de vida foram normalizados de acordo com os fatores já incluídos no método ReCiPe *midpoint*, que utiliza dados europeus de normalização para o ano 2000 baseados no relatório de SELEESJIK *et al.* (2007). Tais fatores são: MC: $8,91 \times 10^{-5}$; DOE: $4,54 \times 10^1$; TH: $1,69 \times 10^{-3}$; FOF: $1,89 \times 10^{-2}$; FMP: $6,71 \times 10^{-2}$; RI: $1,60 \times 10^{-4}$; AT: $2,91 \times 10^{-2}$; EAD: $2,41 \times 10^0$; EM: $9,88 \times 10^{-2}$; ETT: $1,22 \times 10^{-1}$; ETA: $9,19 \times 10^{-2}$; ETM: $1,18 \times 10^{-2}$; OTA: $2,21 \times 10^{-4}$; OTU: $2,46 \times 10^{-3}$; TT: $6,20 \times 10^0$; DRM: $1,40 \times 10^{-3}$; DRF: $6,14 \times 10^{-4}$.

5.6. Interpretação dos Resultados

5.6.1. AICV em Nível *midpoint*, Enfatizando a Cadeia de Causa e Efeito, dos Cenários Propostos

A Tabela 6 apresenta os valores líquidos das categorias de impacto selecionadas para os quatro cenários propostos. Valores positivos representam impactos ambientais (custos/prejuízos para o meio ambiente), enquanto valores negativos representam benefícios ambientais.

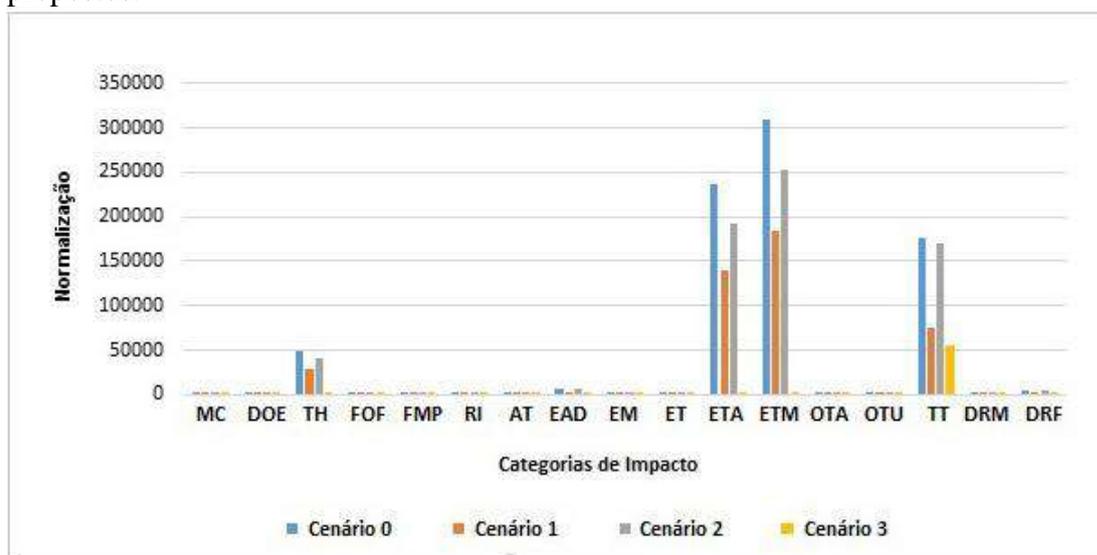
Tabela 6. Avaliação de impacto ambiental *midpoint* para os quatro cenários propostos (dados líquidos).

Categoria de Impacto	Abv.	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Mudanças Climáticas	MC	2,61x10 ³	9,11x10 ²	2,95x10 ³	1,98x10 ³
Depleção do Ozônio Estratosférico	DOE	1,16x10 ²	5,90x10 ¹	1,16x10 ²	5,80x10 ²
Toxicidade Humana	TH	4,97x10 ⁴	2,87x10 ⁴	4,10x10 ⁴	1,47x10 ³
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	FOF	1,04x10 ³	3,94x10 ²	1,08x10 ³	5,20x10 ²
Formação de Materiais Particulados	FMP	1,48x10 ³	6,21x10 ²	1,47x10 ³	5,96x10 ²
Radiação Ionizante	RI	5,71x10 ²	2,16x10 ²	5,91x10 ²	2,78x10 ²
Acidificação Terrestre	AT	1,65x10 ³	6,67x10 ²	1,62x10 ³	5,99x10 ²
Eutrofização Água Doce	EAD	6,93x10 ³	3,00x10 ³	6,54x10 ³	1,81x10 ³
Eutrofização Marinha	EM	7,18x10 ²	3,82x10 ²	6,25x10 ²	9,10x10 ¹
Ecotoxicidade Terrestre	ETT	9,22x10 ²	4,15x10 ²	8,46x10 ²	1,75x10 ²
Ecotoxicidade Água Doce	ETA	2,37x10 ⁵	1,40x10 ⁵	1,93x10 ⁵	2,19x10 ³
Ecotoxicidade Marinha	ETM	3,10x10 ⁵	1,84x10 ⁵	2,52x10 ⁵	2,65x10 ³
Ocupação de Terras Agrícolas	OTA	3,37x10 ²	1,68x10 ²	2,99x10 ²	5,10x10 ⁰
Ocupação de Áreas Urbanas	OTU	1,69x10 ²	8,20x10 ¹	1,55x10 ²	4,00x10 ⁰
Transformação da Terra	TT	1,75x10 ⁵	7,44x10 ⁴	1,69x10 ⁵	5,48x10 ⁴

Depleção dos Recursos Minerais	DRM	2,15x10 ³	1,12x10 ³	1,87x10 ³	2,65x10 ²
Depleção dos Recursos Fósseis	DRF	4,65x10 ³	2,40x10 ³	4,42x10 ³	1,67x10 ³

Fonte: elaboração própria.

Gráfico 6. Comparação da avaliação de impacto *midpoint* entre os quatro cenários propostos.



Fonte: elaboração própria.

O Gráfico 6 é a representação gráfica da Tabela 5, fazendo com que os resultados sejam apresentados de forma mais clara e sua interpretação seja mais fácil. É possível verificar, por exemplo, que os maiores impactos estão associados à ecotoxicidade marinha, seguida da ecotoxicidade aquática, transformação da terra e toxicidade humana para todos os cenários.

O cenário 0 é o que apresenta os maiores valores, seguido pelo cenário 2. Esses dois cenários são os quais quantidades mais elevadas de embalagens de óleo lubrificante são destinadas para o aterro industrial. O cenário 2 mostra uma redução desses impactos, resultante do aumento da reciclagem de 16% para 50%. O cenário 3 mostra valores menores para toxicidade humana, toxicidade aquática e ecotoxicidade marinha em comparação com os outros cenários. O impacto na transformação da terra foi maior que os previamente citados, apesar de menos significativo do que os resultados observados para os outros cenários. Este é o cenário no qual todas as embalagens de óleo lubrificante coletadas são mandadas para tratamento na recicladora ou para serem incineradas.

Como já mencionado, os valores apresentados na Tabela 5 e o Gráfico 6 são os valores líquidos da avaliação de impacto, resultantes da soma dos valores positivos e

negativos de cada categoria de impacto. Para uma mesma categoria de impacto é possível observar valores positivos quanto negativos, pois cada fase do ciclo de vida pode causar impactos ou reduzi-los. A Tabela 7 apresenta os valores brutos dos impactos (positivos e negativos) para cada um dos 4 cenários, e os Gráficos 7-10 são a representação gráfica destes dados.

Tabela 7. Avaliação de impacto ambiental *midpoint* para os quatro cenários propostos (dados brutos).

Categorias de Impacto	Abv.	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Mudanças Climáticas	MC	-3,91x10 ²	-2,07x10 ³	-2,82x10 ¹	-9,96x10 ²
Depleção do Ozônio Estratosférico	DOE	6,27x10 ¹	5,77x10 ⁰	6,22x10 ¹	3,97x10 ⁰
Toxicidade Humana	TH	4,52x10 ⁴	2,42x10 ⁴	3,65 x10 ⁴	-3,05x10 ³
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	FOF	1,06x10 ²	-5,43x10 ²	1,46x10 ²	-4,17x10 ²
Formação de Material Particulado	FMP	3,84x10 ²	-4,78x10 ²	3,76x10 ²	-5,02x10 ²
Radiação Ionizante	RI	-1,02x10 ²	-4,57x10 ²	-8,23x10 ¹	-3,95x10 ²
Acidificação Terrestre	AT	3,38x10 ²	-6,40x10 ²	3,16x10 ²	-7,09x10 ²
Eutrofização Água Doce	EAD	1,30x10 ³	-2,63x10 ³	9,16x10 ²	-3,82x10 ³
Eutrofização Marinha	EM	5,24x10 ²	1,88x10 ²	4,31x10 ²	-1,03x10 ²
Ecotoxicidade Terrestre	ET	2,77x10 ²	-2,30x10 ²	2,01x10 ²	-4,70x10 ²
Ecotoxicidade da Água Doce	ETA	2,33x10 ⁵	1,36x10 ⁵	1,89 x10 ⁵	-2,01x10 ³
Ecotoxicidade Marinha	EM	3,05x10 ⁵	1,78x10 ⁵	2,47x10 ⁵	-2,78x10 ³
Ocupação de Terras Agrícolas	OTA	1,60x10 ²	-9,03x10 ⁰	1,23x10 ²	-1,26x10 ²
Ocupação de Terras Urbanas	OTU	6,97x10 ¹	-1,71x10 ¹	5,61x10 ¹	-5,98x10 ¹
Transformação da Terra	TT	4,31x10 ³	-9,62x10 ⁰	-1,98x10 ³	-1,16x10 ⁵

Depleção dos Recursos Minerais	DRM	$1,30 \times 10^3$	$2,71 \times 10^2$	$1,02 \times 10^3$	$-5,88 \times 10^2$
Depleção dos Recursos Fósseis	DRF	$2,51 \times 10^3$	$2,61 \times 10^2$	$2,27 \times 10^3$	$-4,77 \times 10^2$

Fonte: elaboração própria.

Gráfico 7. Impactos positivos e negativos associados ao cenário 0.

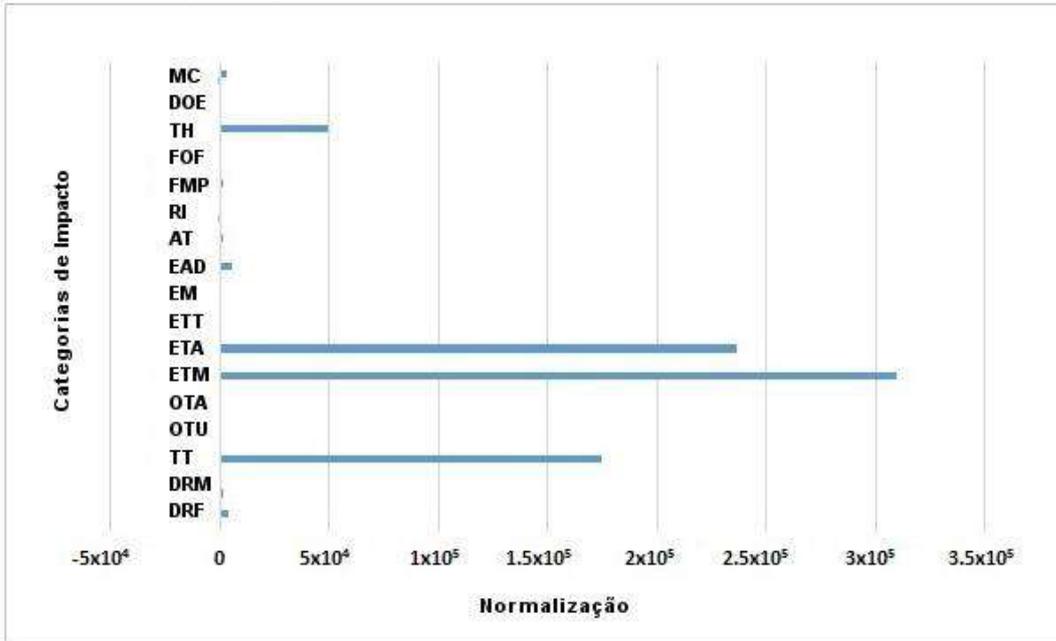


Gráfico 8. Impactos positivos e negativos associados ao cenário 1.

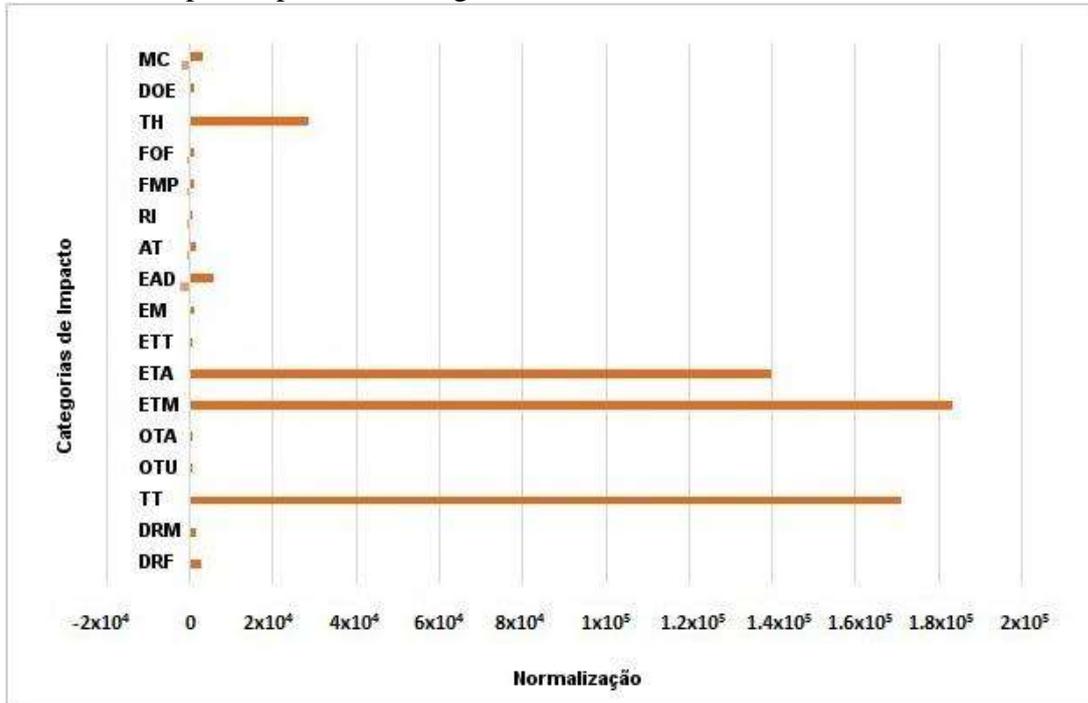


Gráfico 9. Impactos positivos e negativos associados ao cenário 2.

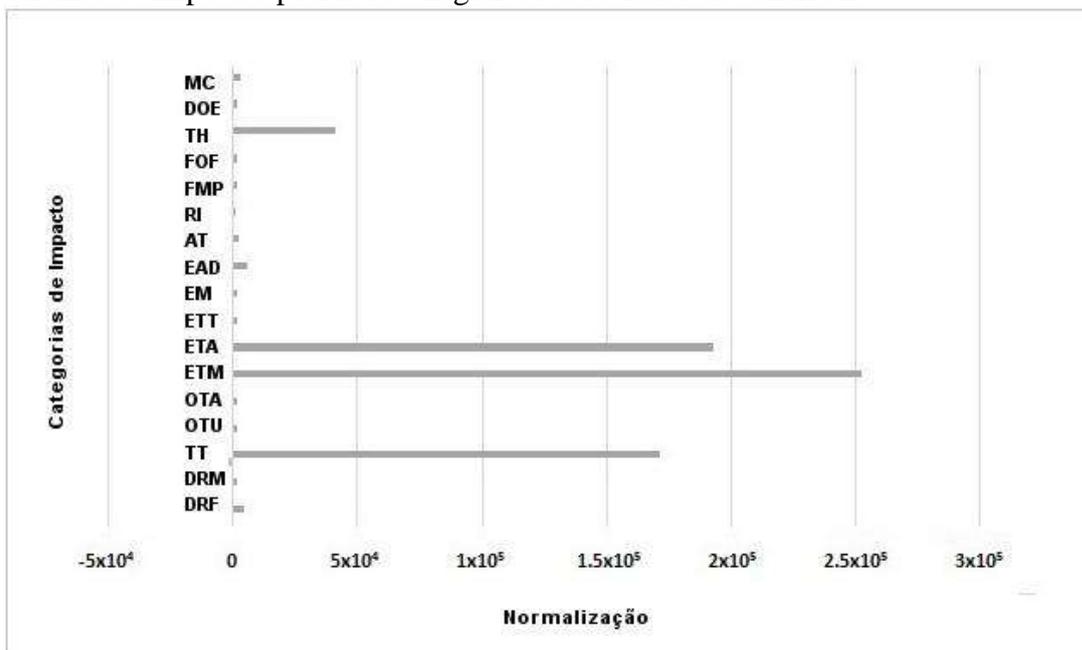
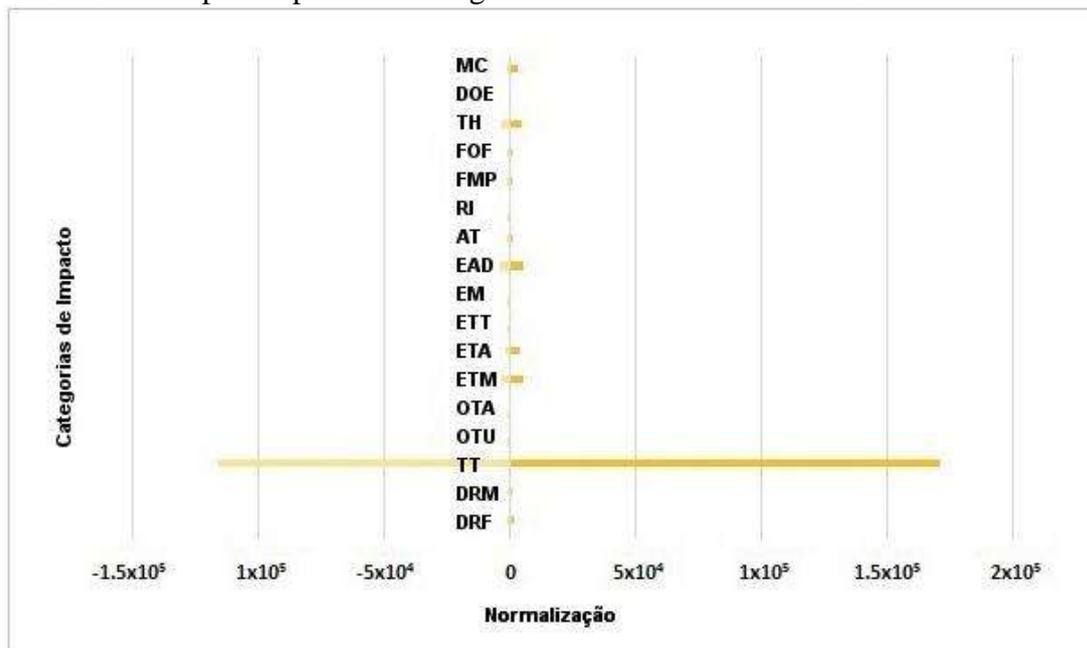


Gráfico 10. Impactos positivos e negativos associados ao cenário 3.



No cenário 0, os impactos mais relevantes são, em ordem decrescente de importância, ecotoxicidade marinha, ecotoxicidade aquática, transformação das terras virgens e toxicidade humana. Valores positivos, apesar de muito menores, podem ser observados em para depleção de recursos fósseis, eutrofização aquática, mudanças climáticas, formação de materiais particulados, acidificação terrestre e depleção de recursos minerais. Danos evitados relacionados a radiação ionizante e mudanças climáticas

também estão presentes, mas com menor intensidade, como pode ser observado no Gráfico 7.

O Gráfico 7 mostra os impactos associados ao cenário 0. Os que se destacam são os relacionados a toxicidade marinha, transformação da terra e ecotoxicidade aquática, em ordem crescente, incluindo toxicidade humana um pouco abaixo. Outros impactos que merecem ser mencionados por possuírem valores positivos são: mudanças climáticas, eutrofização aquática, depleção de recursos minerais e depleção de recursos fósseis. Neste cenário houve um aumento da reciclagem de 16% para 50% em relação ao anterior, o que explica os valores negativos para mudanças climáticas, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de material particulado, radiação ionizante, acidificação terrestre, e ecotoxicidade aquática.

O cenário 1 (Gráfico 8) apresenta os mesmos padrões do cenário 2 (Gráfico 9), com os impactos mais elevados associados a ecotoxicidade marinha, ecotoxicidade aquática e transformação da terra e toxicidade humana, seguido de toxicidade humana com um valor mais baixo. Todas as outras categorias de impacto apresentam valores de impacto positivo, porém muito menores do que estes quatro. O único impacto evitado associado ao cenário 2 é a transformação da terra, mas o valor é bem pequeno.

O cenário 3 (Gráfico 10) apresenta um padrão diferenciado em relação aos outros cenários, pois o único impacto que se destaca é na transformação da terra, apresentando valor positivo e negativo elevados. Este é o único cenário que não possui destinação de embalagens de óleo lubrificante para o aterro industrial. Neste caso, as embalagens foram mandadas em proporções iguais (50/50) para reciclagem e incineração com geração de energia. Outros impactos positivos observados são relacionados à mudanças climáticas, toxicidade humana, eutrofização aquática, ecotoxicidade aquática e ecotoxicidade marinha, e danos evitados associados a mudanças climáticas, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de materiais particulados, radiação ionizante, acidificação terrestre, eutrofização aquática e ecotoxicidade marinha, com valores pequenos.

Outros resultados, além dos já mencionados, merecem destaque. Todos os quatro cenários apresentaram impactos positivos relacionados a mudanças climáticas, eutrofização aquática e depleção dos recursos fósseis. Os maiores danos evitados estão relacionados ao cenário 1, para mudanças climáticas e ecotoxicidade aquática, e para o cenário 3, para transformação da terra, toxicidade humana, eutrofização aquática, ecotoxicidade aquática, ecotoxicidade marinha e transformação da terra. Estes são os

cenários com maiores proporções de reciclagem, e o cenário 3 é o que possui a maior proporção de incineração com geração de energia.

5.6.2. AICV em Nível *endpoint* -Danos- dos Cenários Propostos

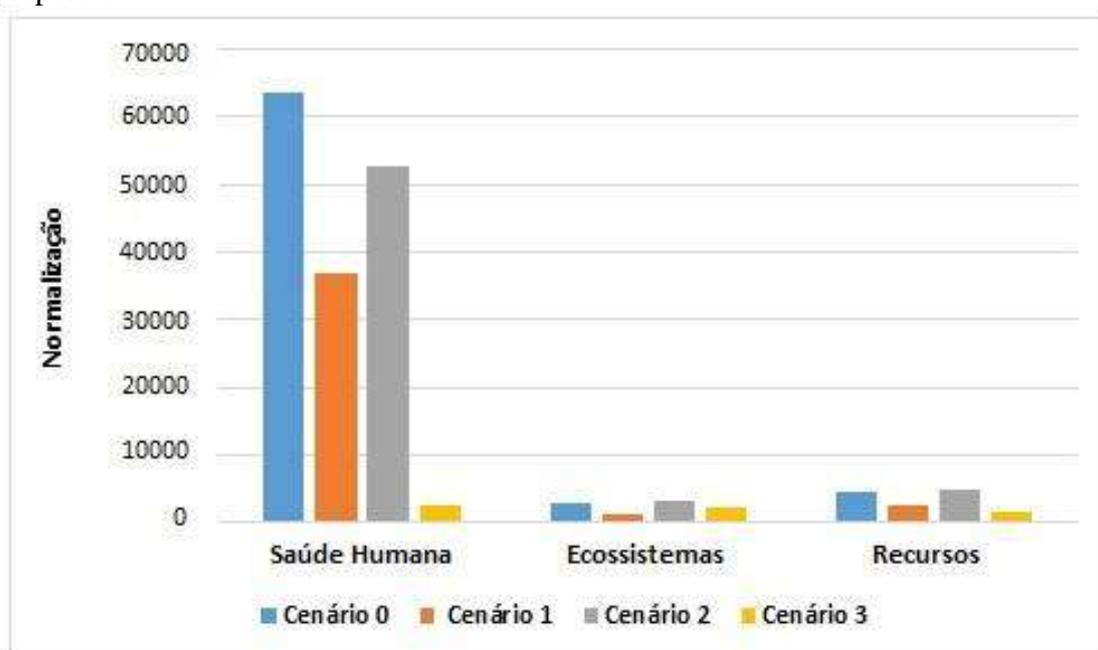
A fim de corroborar com os resultados da avaliação de impacto em nível *midpoint*, realizou-se a avaliação também em nível *endpoint*. Só serão apresentados os resultados finais normalizados (dados líquidos). A Tabela 8 apresenta os resultados para a AICV dos impactos na saúde humana, ecossistemas e recursos.

Tabela 8. Avaliação de impacto ambiental *endpoint* para os quatro cenários propostos.

Categoria de impacto	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Saúde Humana	$6,37 \times 10^4$	$3,7 \times 10^4$	$5,27 \times 10^4$	$2,44 \times 10^3$
Ecossistemas	$2,81 \times 10^3$	$1,28 \times 10^3$	$3,21 \times 10^3$	$2,28 \times 10^3$
Recursos	$4,64 \times 10^3$	$2,4 \times 10^3$	$4,95 \times 10^3$	$1,66 \times 10^3$

O Gráfico 11 representa os dados da Tabela 7 de forma mais clara e fácil de interpretar.

Gráfico 11. Comparação da avaliação de impacto *endpoint* entre os quatro cenários propostos.



A partir desse gráfico, torna-se visível os impactos que o ciclo de vida das embalagens de óleo lubrificante causa principalmente à saúde humana. O cenário 0 é o de maior valor, seguido pelo cenário 2. O cenário 3 destaca-se por impactar muito menos a saúde humana do que os outros cenários avaliados.

Os impactos são muito menores e relativamente uniformes em relação aos ecossistemas, apesar de o cenário 1 apresentar a menor intensidade.

Em relação aos recursos, pode-se observar que os impactos, se comparados aos relativos à saúde humana, são reduzidos e, também, relativamente uniformes. Porém, o cenário 3 apresenta o menor valor.

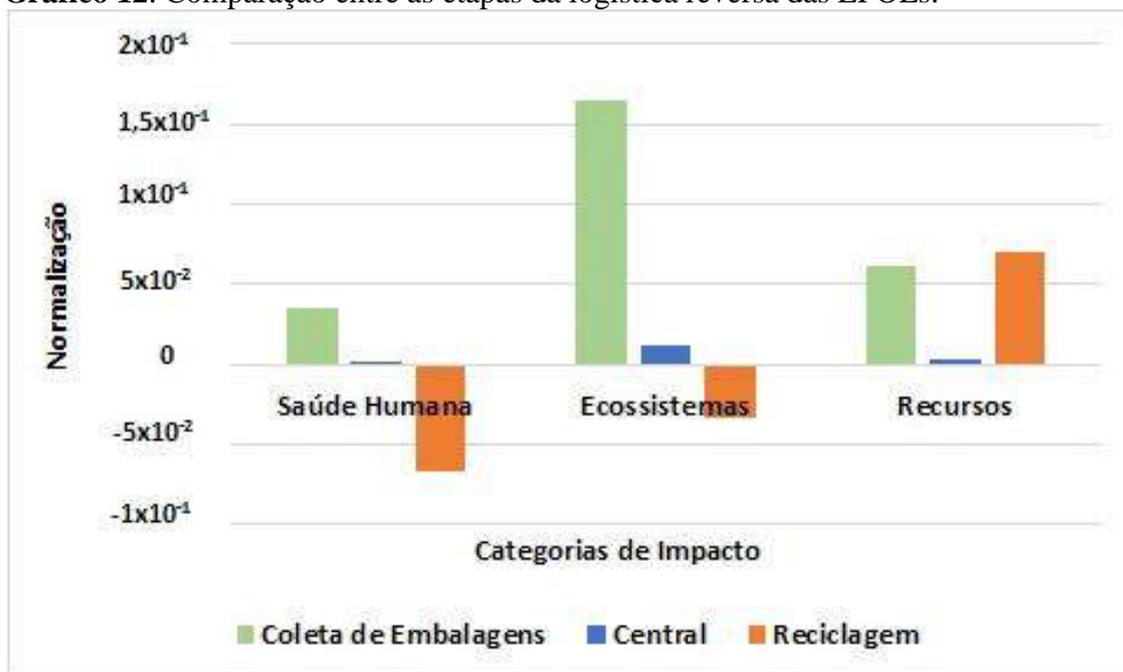
5.6.3. AICV da logística reversa das embalagens plásticas de óleo lubrificante.

Com o intuito de analisar cada etapa da logística reversa atualmente implementada para a gestão de EPOLs usadas, realizou-se uma AICV em nível *endpoint*, que calcula os danos à saúde humana, aos ecossistemas e aos recursos, e seus resultados foram normalizados. A logística reversa de EPOLs envolve as etapas de coleta; transporte para a central e trituração; e destino dos *pellets* de PEAD para a recicladora e reciclagem para a produção de novos produtos. A Tabela 9 apresenta os valores para cada categoria de impacto, representados posteriormente no Gráfico 12.

Tabela 9. Avaliação de impacto ambiental *midpoint* da logística reversa de EPOLs.

Categorias de Impacto	Coleta de Embalagens	Central Jogue Limpo	Reciclagem
Saúde Humana	$3,59 \times 10^{-2}$	$1,39 \times 10^{-3}$	$-6,72 \times 10^{-2}$
Ecossistemas	$1,64 \times 10^{-1}$	$1,25 \times 10^{-02}$	$-3,31 \times 10^{-2}$
Recursos	$6,16 \times 10^{-2}$	$3,64 \times 10^{-03}$	$6,96 \times 10^{-2}$

Gráfico 12. Comparação entre as etapas da logística reversa das EPOLs.



Observando o Gráfico 12, é possível observar que a reciclagem evita danos causados à saúde humana e aos ecossistemas, mas causa mais danos aos recursos, provavelmente por causa do processo de extrusão, que demanda muita energia. Como previsto, a etapa da logística reversa de EPOLs que mais causa impactos é a coleta dessas embalagens, devido aos longos percursos percorridos pelos caminhões para o recolhê-las e transportá-las até a central do Jogue Limpo. Como mencionado anteriormente, o Instituto atua em todo o Estado do Rio de Janeiro, porém só existe uma central, localizada no município de Duque de Caxias.

5.6.4. Análise de Sensibilidade

Foi realizada uma análise de sensibilidade para resolver problemas de incerteza neste estudo. Dois parâmetros foram modificados para avaliar a influência nos resultados dos impactos ambientais: (1) A quantidade de óleo lubrificante que resta nas embalagens “vazias” de óleo lubrificante foram variadas para 30mL e 60mL para comparar com os impactos da embalagem com 45mL (quantidade padrão); e (2) A quantidade de PEAD que vai para reciclagem ou incineração com geração de energia variou de 100% para 95% e 90%, pois a pesagem do material coletado é realizada antes da separação de possíveis contaminantes, tais como outros resíduos sólidos que são depositados por engano nos containers alocados para disposição de embalagens de óleo lubrificante. A quantidade de óleo lubrificante que resta nas embalagens “vazias” de óleo lubrificante foi variada para

30mL e 60mL para comparar com os impactos da embalagem com 45mL (quantidade média padrão). Foi realizada uma nova AICV para cada um desses novos valores e esses foram comparados à AICV do item 6.5.1. Os resultados encontram-se nas Tabelas 10 e 11, respectivamente.

Tabela 10. Análise de sensibilidade para a variação do óleo lubrificante que permanece nas embalagens no pós-uso.

Categorias de Impacto	Abv.	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Mudanças Climáticas	MC	±3%	0%–2%	±2%	±0%
Depleção do Ozônio Estratosférico	DOE	±19%	±13%	±16%	±0%
Toxicidade Humana	TH	0%	±0%	0%	±0%
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	FOF	±9%	±4%	±5%	±0%
Formação de Materiais Particulados	FMP	±8%	±4%	±5%	±0%
Radiação Ionizante	IR	±2%	±1%	±1%	±0%
Acidificação Terrestre	AT	±12%	±6%	±8%	±0%
Eutrofização da Água	EA	±4%	±2%	±2%	±0%
Eutrofização Marinha	EM	±2%	±1%	±1%	±1%
Ecotoxicidade Terrestre	ETT	±5%	±3%	±3%	±0%
Ecotoxicidade Aquática	ETA	0%–1%	±0%	0%	±0%
Ecotoxicidade Marinha	ETM	±0%	±0%	0%	±0%
Ocupação da Terra Agricultável	OTA	±1%	±0%	0%	±1%
Ocupação de Áreas Urbanas	OTU	±8%	±5%	±6%	±0%
Transformação de Terras	NLT	±9%	±5%	±6%	±1%
Depleção dos Recursos Minerais	DRM	±1%	±1%	±1%	±0%
Depleção dos Recursos Fósseis	DRF	±18%	±12%	±15%	±1%

A Tabela 10 mostra que a variação na quantidade de óleo lubrificante que sobra nas garrafas no pós-uso produziu baixo impactos nos cenários 0, 1 e 2 em relação à depleção do ozônio estratosférico, acidificação terrestre, depleção dos recursos fósseis, ocupação de terras urbanas e transformação de terras. Essa variação afetou muito pouco o cenário

3, mostrando que os cenários que incluem aterro industrial como opção de destinação final para as embalagens de óleo lubrificante, cenários 0, 1 e 2, são mais afetados por essa variação.

Tabela 11. Análise de sensibilidade para a variação das quantidades de PEAD que vão para reciclagem ou incineração com geração de energia.

Categorias de Impacto	Abv.	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Mudanças Climáticas	MC	2%–3%	16%–33%	1%–2%	8%–15%
Depleção do Ozônio Estratosférico	DOE	2%	4%–9%	0%–1%	5%–9%
Toxicidade Humana	TH	0%	1%–2%	0%	16%–31%
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	FOF	1%–3%	12%–24%	1%–3%	9%–18%
Formação de Materiais Particulados	FMP	1%–3%	9%–18%	1%–3%	9%–18%
Radiação Ionizante	IR	2%–4%	16%–31%	2%–4%	12%–24%
Acidificação Terrestre	AT	1%–2%	10%–20%	2%–3%	11%–22%
Eutrofização da Água	EA	1%–3%	9%–19%	1%–3%	15%–31%
Eutrofização Marinha	EM	1%	3%–5%	0%–1%	10%–21%
Ecotoxicidade Terrestre	ETT	1%–2%	8%–15%	1%–2%	19%–37%
Ecotoxicidade Aquática	ETA	0%	0%–1%	0%	10%–19%
Ecotoxicidade Marinha	ETM	0%	0%	0%	10%–20%
Ocupação da Terra Agricultável	OTA	1%	5%–10%	1%–2%	17%–34%
Ocupação de Áreas Urbanas	OTU	1%–2%	6%–12%	1%–3%	13%–25%
Transformação de Terras	TT	1%–3%	11%–23%	1%–3%	16%–31%
Depleção dos Recursos Minerais	DRM	1%	4%–8%	2%–3%	16%–32%
Depleção dos Recursos Fósseis	DRF	1%–2%	5%–9%	1%	6%–13%

Variando a quantidade de PEAD reciclada ou incinerada, o cenário 1 apresentou variações de até 33% para mudanças climáticas e o cenário 3 apresentou variações de até 37% para eutrofização terrestre quando a quantidade de embalagens reciclada em relação às coletadas foi reduzida para 90%. Ambos cenários consideram que 50% das EPOLs

recolhidas são tratadas por reciclagem. A maioria das categorias de impacto foi afetada, o que demonstra que este parâmetro poderia influenciar os resultados do estudo. Os dados estão apresentados na Tabela 11.

A análise de sensibilidade demonstrou que alterar a quantidade de PEAD que vai para reciclagem ou incineração com geração de energia pode influenciar nos impactos ambientais causados pelas embalagens de óleo lubrificante pós-consumo. A quantidade de óleo que sobra das embalagens usadas tem uma influência nos impactos finais muito menor. Isso demonstra que dados mais detalhados podem prover resultados mais precisos. Apesar disso, é importante ressaltar que tais resultados não modificam as conclusões gerais apresentadas no presente estudo.

6. Conclusões e Recomendações

Os resultados obtidos permitem concluir que a tese alcançou os objetivos almejados. Foi possível identificar e comparar os impactos gerados pelas diferentes alternativas de destinação de resíduos consideradas, quais sejam: reciclagem, incineração (*waste-to-energy*) e aterro industrial, examinando diversas combinações dessas práticas. Foi avaliada a logística reversa implementada no estado do Rio de Janeiro pelo Programa Jogue Limpo, o que possibilitou definir aspectos a serem melhorados em cada fase desse processo.

Cabe destacar, no entanto, as dificuldades encontradas para a realização de estudos de avaliação de ciclo de vida. No Brasil, a falta de bancos de dados nacionais e, ainda, a incipiente difusão e compreensão dessa ferramenta por parte dos tomadores de decisão constituem empecilhos para a realização de um maior número de estudos e de pesquisas utilizando a ACV. Especificamente com relação à presente tese, observou-se que, muitas vezes, as empresas não possuem todas as informações requeridas para a realização desse tipo de análise, ou parte delas tem caráter confidencial e não pode ser fornecida. Muitos contatos tiveram que ser feitos para que fossem disponibilizadas as informações necessárias para cada etapa do estudo. A inexistência de uma base de dados mais estruturada no Instituto Jogue Limpo impede que a sua diretoria conheça, por exemplo, a proporção de embalagens de óleo lubrificante coletadas e recicladas em relação à sua produção e seu consumo.

A superação desses problemas, requereu amplo trabalho de campo, incluindo extensiva troca de e-mails para obtenção de dados primários, que foram complementados por dados secundários levantados na literatura e na base de dados Ecoinvent, o que possibilitou a elaboração dos diferentes cenários.

A análise dos resultados evidenciou que cenários com maiores taxas de reciclagem e de uso de incineração com geração de energia como uma opção para o tratamento de EPOLs (cenários 1 e 3) foram os que causaram menores impactos ambientais, demonstrando que menos danos são produzidos se for evitado o descarte de embalagens plásticas de óleos lubrificantes em aterros industriais. Os menores impactos foram observados na combinação de 50% reciclagem e 50% incineração (*waste-to-energy*) (cenário 3).

Apesar de a tecnologia de incineração com geração de energia (*waste-to-energy*) não ser atualmente utilizada no Brasil para o tratamento de EPOLs, e das incertezas associadas à falta de dados primários, essa opção mostrou resultados promissores como

um destino alternativo para essas embalagens. Estudos adicionais são recomendáveis para certificar esses benefícios. Caso comprovados, a aplicação desse tipo de incineração deveria ser incentivada no País.

A análise de sensibilidade reconfirmou os resultados, porém incertezas foram observadas principalmente nos cenários 1 e 3 quando há variação na proporção de EPOLs recicladas. Esses são os cenários em que as taxas de reciclagem são as mais altas (50% cada). Nesse caso, seria recomendável um estudo mais aprofundado sobre o efeito dessas variações.

Com relação à avaliação da logística reversa de EPOLs no Rio de Janeiro, do Instituto Jogue Limpo, evidenciou-se que o transporte para sua coleta causa os maiores impactos devido ao grande volume de emissões atmosféricas, afetando a saúde humana e os ecossistemas; o que poderia ser mitigado mediante a otimização dos percursos. Sugere-se, portanto, a implementação de um número maior de centrais de coleta do Jogue Limpo, tanto para aumentar a quantidade de EPOLs a serem coletadas, quanto para diminuir essas as distâncias percorridas. Uma possibilidade a ser considerada consistiria na criação de centrais nos maiores centros urbanos do Estado, incluindo, entre outros, Campos dos Goytacases, Rio de Janeiro, São Gonçalo, Valença e Paraty.

O aumento no número de centrais de coleta deveria ser complementado pelo aumento na quantidade de recicladoras associadas ao Instituto. Essas recicladoras poderiam, ainda, melhorar o desempenho do sistema de logística, por meio da venda do plástico reciclado aos produtores originais de embalagens, transformando o processo, ou pelo menos parte dele, em um ciclo fechado, o que reduziria o consumo de matéria-prima para produção dessas embalagens.

Um fator relevante a ser considerado é que o Instituto Jogue Limpo está expandindo sua área de atuação no País, mas é necessário, também, que o programa seja otimizado no âmbito de cada estado.

Apesar de haver necessidade de muitas melhorias, deve-se reconhecer que importantes passos já foram dados no tratamento de resíduos perigosos, no presente caso, embalagens plásticas de óleo lubrificante usadas. Foi demonstrado que a sua reciclagem pode mitigar, de maneira efetiva, os impactos ambientais danosos ao desviar os resíduos dos aterros. Evidenciou-se, ainda, que a incineração com geração de energia pode ser potencialmente uma boa destinação para os rejeitos plásticos, especialmente quando se tratam de resíduos perigosos. Espera-se que o Jogue Limpo possa incorporar essa prática no sistema de logística reversa de forma complementar à reciclagem.

No Brasil, faltam mecanismos mais eficazes para a promoção da reciclagem e não existem incentivos para a incineração com geração de energia. Os governos federal e estaduais poderiam considerar medidas de política tais como incentivos financeiros e fiscais para recicladores e vendedores de material plástico reciclado, de maneira a induzir diminuições de preço, tornando os produtos reciclados mais competitivos no mercado. Essa iniciativa serviria como exemplo para que outros setores investissem em sistemas de logística reversa para assegurar o correto reuso, reciclagem e/ou descarte pós-consumo de outros tipos de resíduo. Mecanismos para viabilizar o tratamento *waste-to-energy* também poderiam ser estudados e propostos pelo governo, tomando como referências experiências internacionais-

Serviços de coleta seletiva eficiente e logística reversa também são essenciais para que ocorra o aumento na quantidade de resíduos reciclados e tratados adequadamente. Para tanto, são necessárias campanhas de educação ambiental e conscientização da população. Além disso, como as empresas visam principalmente o lucro, a redução dos impactos causados pelos produtos nem sempre é prioritária. Por exemplo, o Instituto Jogue Limpo, para conseguir a reciclagem dos flocos de PEAD das embalagens de óleo lubrificante, por vezes vende o material para empresas recicladoras em Belo Horizonte ou São Paulo. A média de aumento da distância percorrida pelos caminhões (por volta de 1000km ida e volta), nesses casos, é mais de 30 vezes superior à distância percorrida pelos caminhões até a empresa de reciclagem localizada no Rio de Janeiro. A alteração nos locais de tratamento de resíduos pode afetar os resultados dos estudos por modificar os impactos ambientais causados.

Os resultados da presente tese podem prover subsídios à tomada de decisão relacionada à gestão de resíduos perigosos, à implantação de sistemas de logística reversa e a novos estudos de avaliação de ciclo de vida.

Finalmente, conclui-se que é possível definir opções eficazes e sustentáveis para a destinação de resíduos perigosos, e que a avaliação de ciclo de vida constitui uma ferramenta importante para essa finalidade. No entanto, cabe ressaltar que para atingir os resultados desejados são necessários tempo, determinação política e legislações adequadas.

Sugere-se, portanto, que estudos futuros sejam realizados a partir desta tese, aprofundando os aspectos técnicos, econômicos, sociais e políticos, relacionados à destinação adequada não só de embalagens de óleo lubrificante, como de resíduos perigosos em geral.

7. Referências Bibliográficas

- ABIPLAST. Perfil Plástico- Indústria brasileira de transformação de material plástico 2015. Disponível em: <<http://www.abiplast.org.br>> Acesso em 12 de abril de 2016.
- ABIPLAST. Perfil 2016- Indústria brasileira de transformação e reciclagem de material plástico. Disponível em: <http://file.abiplast.org.br/file/noticia/2017/folder_preview_perfil2016_separado.pdf> Acesso em 03 de maio de 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 12235: Armazenamento de Resíduos Sólidos Perigosos. Rio de Janeiro, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 13221: Transporte de Resíduos Perigosos. Rio de Janeiro, 2002.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 7501: Transporte terrestre de produtos perigosos- Terminologia. Rio de Janeiro, 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10004: Classificação de resíduos sólidos, Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.
- ABRELPE. Panomara dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015. 2015. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>> Acesso em 05 de abril de 2016.
- ACCORSI, R.; VERSARI, L.; MANZINI, R. Glass vs. plastic: Life cycle assessment of extra-virgin olive oil bottles across global supply chains. *Sustainability*, v. 7, n. 8, p. 2818-2840, 2015.
- AGRAWAL, S.; SINGH, R.K.; MURTAZA, Q. A literature review and perspectives in reverse logistics. *Resources, Recycling and Conservancy*, v.97, p. 76-92., 2015.
- AGUIAR, A. O.; JOAQUIM FILHO, J. Veículos em fim de vida como resíduos: Panorama, Fragilidades e Perspectivas do Gerenciamento no Brasil. Simpoi 15. 2012. São Paulo. Disponível em:

- <http://www.simpoi.fgvsp.br/arquivo/2012/artigos/E2012_T00377_PCN71573.pdf>
> Acesso em 12 de setembro de 2016.
- AL-SALEM, S. M.; LETTIERI, P.; e BAEYENS, J. Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): a review. *Waste management*, v. 29, p. 2625-2643, 2009.
- AL-SALEM, S. M.; LETTIERI, P.; e BAEYENS, J. The valorization of plastic solid waste (PSW) by primary to quaternary routes: From re-use to energy and chemicals, *Progress in Energy and Combustion Science*, v. 36, n. 1, p. 103-129, 2010.
- AMERICAN CHEMISTRY COUNCIL. Plastic Resins in the United States. 2013. Disponível em: <<http://www.packaginggraphics.net/plasticResinInformation/Plastics-Report.pdf>> Acesso em 11 de novembro de 2014.
- ANÁLISE GESTÃO AMBIENTAL. São Paulo: análise editorial. 7ed. 2013/2014. Disponível em: <https://issuu.com/analiseeditorial/docs/ga_2013?e=1807243/6687104> Acesso em 14 de março de 2015.
- AZAPAGIC, A.; EMSLEY, A.; HAMERTON, I. *Polymers: The Environment and Sustainable Development*. England: John Wiley & Sons, 2003. 234p.
- BAITZ, M.; KREIBIG, J.; BYRNE, E.; MAKISHI, C.; KUPFER, T.; FREES, N.; BEY, N.; HANSEN, M.S.; HANSEN, A.; BOSCH, T.; BORGHI, V.; WATSON, J.; MIRANDA, M. Life Cycle Assessment of PVC and of Principal Competing Materials. 2004. Disponível em: <<http://www.pvc.org/upload/documents/PVC-final-report-lca.pdf>> Acesso em 4 de novembro de 2015.
- BECKER, H.S. *Métodos de Pesquisa em Ciências Sociais*. São Paulo: HUCITEC, 1993. 180p.
- BOUGHTON B.; HORVATH, A. Environmental Assessment of used oil management methods. *Environmental Science and Technology*, v. 38, n. 2, p. 353-358, 2004.
- BOUSTED CONSULTING and ASSOCIATES LTD. Life Cycle Assessment for Three Types of Grocery Bags—Recyclable Plastic, Compostable, Biodegradable Plastic, and Recycled, Recyclable Paper. 2007. Disponível em: <<https://plastics.americanchemistry.com/Life-Cycle-Assessment-for-Three-Types-of-Grocery-Bags.pdf>> Acesso em 10 de janeiro de 2016).
10 January 2016).

- CALCAS. Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability Website. 2006. Disponível em: <<http://www.calcasproject.net/>> Acesso em 10 de setembro de 2016.
- CAMARA, M. A.; PERES, B. R.; CHRISTIANINI, R. Z. Manutenção e lubrificação de equipamentos- Óleos lubrificantes automotivos. Seminário da disciplina Manutenção Industrial. Faculdade de Engenharia de Bauru. Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”. 2010.
- CARTER, C.R.; ELLRAM, L.M. Reverse logistics: A review of the literature and framework for future investigation. *Journal of Business Logistics*, v.19, n. 1, p. 85-102, 1998.
- CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T. Brasil e União Europeia : desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT, Brasília, 2015. 188p.
- CML. CML-IA Characterisation Factors. Department of Industrial Ecology. 2016. Disponível em: <<https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>> Acesso em 09 de maio de 2014.
- CONMETRO. Dispõe sobre a Aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. Resolução n. 4, de 15 de dezembro de 2010.
- COPROCESSAMENTO. Panorama do Coprocessamento- Brasil 2015. Disponível em <http://coprocessamento.org.br/cms/wp-content/uploads/2015/10/panorama_coprocessamento_2015.pdf> Acesso em 04 de fevereiro de 2017.
- CURRAN, M. A.; NOTTEN, P. Summary of global Life Cycle Inventory data resources. Prepared for Task Force 1: Database Registry, SETAC/UNEP Life Cycle Initiative. 2006. Disponível em <http://www.epa.gov/NRMRL/lcaccess/pdfs/summary_of_global_lci_data_resources.pdf> Acesso em 05 de outubro de 2011.
- DEMERTZI, M.; DIAS, A.C.; MATOS, A.; ARROJA, L.M. Evaluation of different end-of-life management alternatives for used natural cork stoppers through life cycle assessment. *Waste Management*, v. 46, p. 668-680, 2015.
- DENATRAN. Departamento Nacional de Trânsito. 2016. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/index.php/estatistica/253-frota-2014>> Acesso em 4 de abril de 2016.

- DOWLATSHAHI, S. Developing a theory of reverse logistics. *Interfaces*, v.30, 13p. 2000.
- DREICER, M.; TORT, V.; MANEN, P.; EXTERN, E. Externalities of Energy, Vol. 5. Nuclear, Centre d'étude sur l'Evaluation de la Protection dans le domaine Nucle'aire (CEPN), edited by the European Commission DGXII, Science, Research and Development JOULE, Luxembourg, 1995.
- ECOINVENT CENTRE. Ecoinvent data v3.0, 2013. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen. Disponível em: <www.ecoinvent.org> Acesso em setembro de 2016.
- EPA. Environmental Protection Agency (USA). Plastic Oil Bottle Recycling. Final Report. 2006. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncer_abstracts/index.cfm/fuseaction/display.highlight/abstract/7974/report/F> Acesso em 10 de dezembro de 2016.
- EPA. Environmental Protection Agency (USA). Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts (TRACI). Software Name and Version Number: TRACI version 2.1 USER'S MANUAL. 2012. Disponível em: <https://www.pre-sustainability.com/download/TRACI_2_1_User_Manual.pdf> Acesso em 02 de julho de 2016.
- EPA. Environmental Protection Agency (USA). Recycling. 2015a. Disponível em: <[www.epa.gov/wastes /conserv/rrr/recycle.htm](http://www.epa.gov/wastes/conserv/rrr/recycle.htm)> Acesso em 27 de setembro de 2015.
- EPA. Environmental Protection Agency (USA). Plastics. 2015b. Disponível em <<https://www3.epa.gov/epawaste/conserv/tools/warm/pdfs/Plastics.pdf>> Acesso em 12 de agosto de 2016.
- EPLCA. Life Cycle Data Network. 2014. Disponível em: <<http://eplca.jrc.ec.europa.eu/>> Acesso em 09 de julho de 2015.
- EUROPEAN UNION. *Plastic and Packaging Waste Directive (94/62/EC)*. European Parliament and Council Directive 94/62/EC of 20 December 1994 on packaging and packaging waste. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:01994L0062-20150526>> Acesso em 20 de outubro de 2016).
- EUROPEAN UNION. Diretiva 2008/98/EC do Parlamento Europeu e do Conselho de 19 de novembro de 2008 sobre resíduos e revogando algumas Diretivas, Official Journal of the European Union, 22/11/2008.

- EUROPEAN COMMISSION. Plastic Waste in the Environment- Revised Final Report. 2011. Joint Research Center. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/plastics.pdf>> Acesso em 12 novembro de 2015.
- FAVA, J. A; COOPER, J. S. Alignment of North American Activities to the UNEP/SETAC Life-Cycle Initiative. *Journal of Industrial Ecology*, v. 5, n. 4, p. 3-5, 2001.
- FERRÃO, P, 2000, *Introdução à Gestão Ambiental – a Avaliação do Ciclo de Vida de produtos*, Portugal, IST Press.
- FERREIRA, J. Análise de Ciclo de Vida dos Produtos Viseu, IPV, 2004.
- FERREIRA, S.; CABRAL, M.; DA CRUZ, N.F.; SIMÕES, P.; Marques, R.C. Life Cycle assessment of a packaging waste recycling system in Portugal. *Waste Management*, v. 34, p. 1725-1735, 2014.
- FGV. Elaboração de Estudo de Viabilidade Técnica e Econômica da Implantação da Logística Reversa para a Cadeia Produtiva do Setor de Distribuição de Combustíveis e de Lubrificantes. Relatório Final- 2ª Versão. 2012. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/2016/LOGISTICA_REVERSA/EVTE_LUBRICANTES.pdf> Acesso em 12 de novembro de 2016.
- FRANKLIN ASSOCIATES. Life cycle Inventory of 9 Plastics Resins and 4 Polyurethane Precursors. 2011. Disponível em: <<http://plastics.americanchemistry.com/LifeCycle-Inventory-of-9-Plastics-Resins-and-4-Polyurethane-Precursors-Rpt-and-App>> Acesso em 11 de novembro de 2015.
- FREITAS, E. Logística Reversa de Embalagens Plásticas de Óleo Lubrificante- Programa Jogue Limpo. CONGRESSO NACIONAL SIMEPETRO. 4. São Paulo, 2011. Powerpoint. Disponível em: <<http://www.simepetro.com.br/wp-content/uploads/SINDICOM1.pdf>> Acesso em julho de 2014.
- FRIEGE, H.; FENDEL, A. Competition of different methods for recovering energy from waste. *Waste Management Resources*, v. 29, p. 30-38, 2011.
- GABATHULER, H. The CML Story: How environmental sciences entered the debate on LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, n. 11. Special Issue 1, p. 187-194, 2006.
- GOEDKOOOP, M., SPRIENSMA, R. 2001. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment- Methodology Report. 36A.

- GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., SCHRYVER, A., STRUIJS, J., ZELM, R. ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. 1st edition (revised). Report I: Characterization. 2013. 132p.
- GOEDKOOP, M.; OELE, M.; SCHRYVER, A.; VIEIRA, M. SimaPro Database Manual: Methods Library. Holanda: PRé Consultants, 2008. 67p.
- GOSALIA, U. Sustainability... and the Global Lubricants Industry. In: The 16th ICIS World Base Oils & Lubricants Conference, London, 2012.
- GRAND VIEW RESEARCH. Lubricants Market Analysis and Segment Forecast to 2025. Report. 2016. Disponível em: < <http://www.grandviewresearch.com/press-release/global-lubricants-market>> Acesso em 03 de fevereiro de 2017.
- GUINÉE, J.B., GORRÉE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJN, R., KONING, A. DE, OERS, L. VAN, WEGENER SLEESWIJK, A., S UH, S., UDO DE HAES, H.A., BRUIJN, H. DE, DUIN, R. VAN, HUIJBREGTS, M.A.J. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. Ila: Guide. Iib: Operational annex. III: Scientific background. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.
- GUINÉE, J.B., HEIJUNGS, H., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R., EKVALL, T., RYDBERG, T. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science and Technology*, v. 45, n. 1, p. 90-96, 2011.
- HARVEY, J., MEIJER, J.; e KENDALL, A. Tech Brief: Life Cycle Assessment of Pavements. 2014. 10p. Federal Highway Administration, Washington, DC.
- HAUSCHILD, M.; POTTING, J. Spatial Differentiation in Life Cycle impact assessment. Danish Ministry of the Environment. 80p. 2005. Disponível em: < <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-579-4/pdf/87-7614-580-8.pdf>> Acesso em abril de 2014.
- HAUSCHILD, M. Z. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 3, p. 683-697, 2012.
- HEIJUNGS, R., GUINÉE, J. Allocation and “what if” scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*, v. 27, n. 8, p. 997-1005, 2007.

- HEIJUNGS, R.; de HAES, H.U. LCA Training Kit Material. 2008. Disponível em: <
<http://www.lifecycleinitiative.org/resources/training/lca-life-cycle-assessment-training-kit-material/>> Acesso em 10 de julho de 2016.
- HOPEWELL, J., DVORAK, R., KOSIOR, E. Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 364, p. 2115-2126, 2009.
- HORVAT, N., FLORA, N. T. Tertiary Polymer Recycling: Study of Polyethylene Thermolysis as a First Step to Synthetic Diesel Fuel. *Fuel*, v. 78, n. 4, p. 459-470, 1999.
- HUIJBREGTS M.; E SEPPÄLÄ, J. Towards region-specific, European fate factors for airborne nitrogen compounds causing aquatic eutrophication. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.5, n.2, p. 65-67, 2000.
- ILCD. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability: Ispra, Italy. 2010a. 417p.
- ILCD. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Framework and requirements for LCIA models and indicators. 1st edition ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union; Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability: Ispra, Italy. 2010b. 116p.
- ILCD. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Analysis of Existing Environmental Impact Assessment Methodologies for use in Life Cycle Assessment. 1st edition ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union; Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability: Ispra, Italy. 2010c. 105p.
- ILCD. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. 1st edition ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union; Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability: Ispra, Italy. 2011. 159p.
- ILCD. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Towards more Sustainable Production and Consumption for a Resource-Efficient Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union; Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability: Ispra, Italy. 2012. 72p.

- INDAVER. Sustainability Report. 2014. Disponível em: http://www.indaver.nl/fileadmin/indaver/Publications/Sust%20report/SR_2014_EN_FINAL.pdf> Acesso em 7 de março de 2017.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Cidades: Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 2016. Disponível em: <http://cod.ibge.gov.br/7DM>> Acesso em 17 de outubro de 2016.
- IBICT. INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT). Banco nacional de Inventários de Ciclo de Vida. 2016. Disponível em: <http://sicv.acv.ibict.br/Node/>> Acesso em 16 de setembro de 2016.
- IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Report. 2001. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/>> Acesso em 10 de dezembro de 2016.
- ISO. International Organization for Standardization. ISO/TC 207. Disponível em: <https://www.iso.org/committee/54808.html>> Acesso em 12 de novembro de 2016.
- ISO 14040. International Organization for Standardization. Environmental Management - Life Cycle Assessment - principles and framework. 1997.
- ISO 14044. International Organization for Standardization. Environmental Management Life Cycle Assessment Requirements and Guidelines; International Standard Organization: Brussels, Belgium, 2006.
- JOGUE LIMPO. Disponível em: www.joguelimpo.org.br> Acesso em 13 de fevereiro de 2017.
- JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G., ROSENBAUM, R. IMPACT 2002+: a new Life Cycle impact assessment methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8. n. 6, 7p. 2003.
- KANOKKANTAPONG, V.; KIATKITTIPONG, W.; PANYAPINYOPOL, B.; WONGSUCHOTO, P.; PAVASANT, P. Used lubricating oil management options based on life cycle thinking. *Resources, Conservation and Recycling*, v.53, n. 5, p. 294-299, 2009.
- KUCHINISKI, B. E. A metodologia da Análise do Ciclo de Vida com o auxílio do software Umberto. 4th International Workshop | Advances in Cleaner Production – Academic Work. Integrating Cleaner Production in to Sustainability Strategies. São Paulo. 2003.

- LAURENT, A.; BAKAS, I.; CLAVREUL J.; BERNSTAD A.; NIERO, M.; GENTIL, E.; HAUSCHILD, M.Z.; CHRISTENSEN, T.H. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Journal of Waste Management*, v. 34, n. 3, p. 573-588, 2014.
- LEHMANN, B.; VILAPLANA, F.; STRÖMBERG, E.; SULIMAN, W.; CERRATO, L.R. Comparative LCA on Plastic Packaging. Report. 2005. Disponível em: <<http://www.lcm2007.org/paper/168.pdf>> Acesso em 4 abril de 2016.
- LIMA, Â. M. Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil: inserção e perspectivas. Universidade Federal da Bahia, Departamento de Engenharia Ambiental. 2007.
- LORENZ, E. Life-cycle assessment in US codes and standards. *Precast Concrete Institute Journal*, v.59, n. 1, p. 49-54, 6p, 2014.
- LOVÓN-CANCHUMANI, G. A. Óleos Lubrificantes Usados: um Estudo de Caso de Avaliação de Ciclo de Vida do Sistema de Rerrefino no Brasil. 2013. 143f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) - Programa de Planejamento Energético PPE/COPPE/UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2013.
- MAGRINI, A., MELO, C. K., CASTOR JR., C. A., GAIOTO, C. C., SANTOS, D. P., BORGES, G., ROSA, I. S., DELGADO, J. J. S., PINTO, J. C., SOUZA, M. N., OLIVEIRA, M. C. B. R., SOUZA, P. N., MELO JR., P. A. ADERNE, R., VASCONCELOS, S. M. R. 2012. Impactos Ambientais Causados pelos Plásticos- Uma discussão abrangente sobre os mitos e os dados científicos. Rio de Janeiro: e-papers, 2012. 364p.
- MAGRINI, A. Notas de aula do Curso de Tópicos Especiais em Análise Energética e Ambiental. Programa de Planejamento Energético e Ambiental. COPPE, UFRJ, 2016.
- MAROUN, C.A. Manual de Gerenciamento de Resíduos: Guia de Procedimento Passo a Passo, 2nd Edição. Rio de Janeiro: Sistema Firjan, 2006, 16p. Disponível em: <<http://www.firjan.com.br/lumis/portal/file/fileDownload.jsp?fileId=2C908A8F4EBC426A014ED041F0FB576E&inline=1>> Acesso em 10 de agosto de 2015.
- MENESES, M.; SCHUHMACHERA, M.; DOMINGO, J.L. Health risk assessment of emissions of dioxins and furans from a municipal waste incinerator: Comparison with other emission sources. *Environment International*, v.30, p. 481-489, 2004.
- MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários. Relatório Final. 2011. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/estruturas/163/publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf> Acesso em 17 de outubro de 2016.

MONIER, V.; LABOUZE, E.; SOFRES, T.N. Critical Review of Existing Studies and Life Cycle Analysis on the Regeneration and Incineration of Waste Oils. European Commission. 2001. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/oil/waste_oil.htm> Acesso em 10 julho de 2016.

MORSELLI, L.; PASSARINI, F.; PICCARI, L.; VASSURA, I.; BERNARDI, E. Risk assessment applied to air emissions from a medium-sized Italian MSW incinerator. *Waste Management and Research*, v. 29, p. 48–56, 2011.

MURPHY, P.R.; POIST, R.P. Managing of logistics retro movements: An empirical analysis of literature suggestions. *Transportation Research Forum*, v. 29, n. 1, p. 177-184, 1989.

NARAYANA, T. “Municipal solid waste management in India: From waste disposal to recovery of resources?” *Waste Management*, v. 29, n.3, p. 1163-1166, 2009.

PARENTE, R. A., 2006, *Elementos estruturais de plástico reciclado*, Dissertação de M.Sc., USP, São Paulos, SP, Brasil.

PE AMERICAS. Comparative Life Cycle Assessment Ingeo™ Biopolymer, PET, and PP Drinking Cups for Starbucks Coffee Company and Nature Works LLC. Full Report. 2009. Disponível em: <http://www.natureworksllc.com/~media/The_Ingeo_Journey/EcoProfile_LCA/LCA/PEA_Cup_Lid_LCA_FullReport_ReviewStatement_121209_pdf.pdf> Acesso em 14 unho de 2016.

PERUGINI, F.; MASTELLONE, M.L.; ARENA, U. A life Cycle assessment of mechanical and feedstock recycling options for management of plastic packaging wastes. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, v. 24, n. 2, p. 137-154, 2005.

PETRO-CANADA. Petro-Canada Lubricants Handbook. 2016. Disponível em: <<http://lubricants.petro-canada.ca/en-CA/>> Acesso em 7 de outubro de 2016.

PEREIRA, L.G., RODRIGUEZ, E. O. Síntese dos Métodos de Pegada Ecológica e Análise Energética para Diagnóstico da Sustentabilidade de Países- O Brasil como Estudo de Caso. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2008.

- PIRES, A., MARTINHO, G., CHANG, N. Solid waste management in European countries: A review of system analysis technologies. *Journal of Environmental Management*, v. 92, n. 4, p. 1033-1050, 2011.
- PLASTICS EUROPE. Plastics – the Facts 2016. An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2016. Disponível em: <<http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2016-15787.aspx?Page=SEARCH&FolID=2>> Acesso em 07 de outubro de 2016.
- PLASTIVIDA. Monitoramento dos Índices de Reciclagem Mecânica de Plástico no Brasil (IRmP). 2011. Disponível em: <http://www.plastivida.org.br/images/temas/Apresentacao_IRMP2011.pdf> Acesso em 25 de novembro de 2015.
- POKHAREL, S.; MUTHA, A. Perspectives in reverse logistics: A review. *Resources, Conservancy and Recycling*. v.53, n. 4, p. 175-182, 2009.
- PORTAL RESÍDUOS SÓLIDOS. Situação Atual dos Resíduos Sólidos no Brasil. 2017. Disponível em: <<http://www.portalresiduossolidos.com/situacao-atual-dos-rs-no-brasil/#more-7307>> Acesso em 03 de abril de 2017.
- PRÉ CONSULTANTS. Simapro Database Manual- Methods Library. Versão 2.9. Disponível em: <<https://www.pre-sustainability.com/download/DatabaseManualMethods.pdf>> Acesso em maio de 2016. 2016.
- PRÉ-SUSTAINABILITY. Simapro. Disponível em: <<http://www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software>> Acesso em 01 de março de 2017. RAVI, V.; SHANKAR, R. Analysis of Interactions among the barriers of reverse logistics. *Technological Forecasting and Social Change*, v. 72, n. 8, p. 1011-1029. 2005.
- REBITZER, G.; EKVALL, T.; R. FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W.-P.; SUH, S.; WEIDEMA, B.P.; PENNINGTON, D.W. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, v.30, n. 5, p. 701-720, 2004.
- RECCHIONI, M., BLENGINI, G. A., FAZIO, S., MATHIEUX, F., PENNINGTON, D., Challenges and opportunities for web-shared publication of quality-assured life cycle data: the contributions of the Life Cycle Data Network. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, n. 7, p. 895-902, 2015.

- RESOURCE CONSERVATION AND RECOVERY ACT OF 1976, Pub. L. No. 94-580, Oct. 21, 1976, 90 Stat. 2795 (to be codified as 42 U.S.C §§ 6901-87). Disponível em: <<https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-resource-conservation-and-recovery-act>> Acesso em 15 de dezembro de 2016.
- RIGAMONTI, L.; GROSSO, M.; GIUGLIANO, M. Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. *Journal of Cleaner Production*, v.18, n. 16-17, p. 1652-1662, 2010.
- ROGERS, D.S.; TIBBEN-LEMBKE, R. Going Backwards: Reverse Logistics Trends and Practices. Full Report. 1998. Reverse Logistics Executive Council: Reno, NV, USA. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/imagens_intranet/files/logistica_reversa.pdf> Acesso em 24 de novembro de 2016.
- ROLIM, M. A. A reciclagem de resíduos sólidos pós-consumo em oito empresas do Rio Grande do Sul. 2000. 142f. Dissertação (Mestrado em Administração- Escola de Administração, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2000.
- SANTORELI, J. J. Pollution Issues, Incineration. 2011. Disponível em: <<http://www.pollutionissues.com/Ho-Li/Incineration.html>> Acesso em 12 maio de 2015.
- SANTOS, G. D. S. Análise e perspectivas de alternativas de destinação dos resíduos sólidos urbanos: o caso da incineração e da disposição em aterros. 2010. 193f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) - Programa de Planejamento Energético PPE/COPPE/UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2010.
- SCANAZINNI, C. R.; FARIA, M. A Política Nacional de Resíduos Sólidos. Núcleo de Estudos e Pesquisas do Senado Federal. Consultoria Legislativa. 2010.
- SCHATSKY, D. Life Cycle Assessment. A Guide for Sustainability and Strategy Executives, ISSP Conference 2011, September 22, 2011.
- SINDICOM. Data for the Lubricant Oil Sector. 2016. Disponível em: <http://www.sindicom.com.br/#conteudo.asp?conteudo=72&id_pai=60&targetElement=leftpart> Acesso em 9 de dezembro de 2016.
- SIQUIM/EQ/UFRJ. Prospectiva tecnológica da cadeia produtiva de transformados plásticos- Prospectiva tecnológica da cadeia produtiva de embalagens plásticas para alimentos. Programa brasileiro de Prospectiva Tecnológica Industrial, Secretaria de

- Tecnologia Industrial - Ministério do Desenvolvimento, indústria e comércio exterior (STI/MDIC). Rio de Janeiro, Brasil. 2003.
- SIRACUSA, V.; INGRAO, C.; GIUDICE, A.L.; MBOHWA, C.; DALLA ROSA, M. Environmental assessment of a multilayer polymer bag for food packaging and preservation: an LCA approach. *Food Research International*, v. 62, p. 151-161, 2014.
- SLEESWIJK, A.W.; VAN OERS, L.F.; GUINÈE, J.B.; STRUIJS, J.; HUIJBREGTS, M.A. Normalization in product life cycle assessment: an LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of the Total Environment*, v. 390, n. 1, p. 227-240, 2008.
- SOHN, H. Guia Básico - Gerenciamento de Óleos Lubrificantes Usados ou Contaminados. Associação de Proteção ao Meio Ambiente de Cianorte – APROMAC, Cianorte, SP, 2007.
- SONNEMANN, G., JENSEN, A. A., REMMEN, A. Background report for a UNEP guide to Life Cycle Management – A bridge to sustainable products. 108 p. 2005. Disponível em: <http://lcinitiative.unep.fr/default.asp?site=lcinit&page_id=A9F77540-6A84-4D7D-F1C-7ED9276EEDE3> Acesso em 12 de março de 2014.
- SPECK, R., SELKE, S., AURAS, R., FITZSIMMONS, J. Life Cycle Assessment Software- Selection can Impact Results. *Journal of Industrial Ecology*, v. 20, n. 1, p. 18-28, 2015.
- SRIVASTAVA, S. Network design for reverse logistics. *Omega*, v. 36, n. 4, p. 535-548, 2008.
- STOCK J.R. *Development and Implementation of Reverse Logistics Program*; Council of Logistics Management: Oak Brook, IL, USA, 1998.
- SUH, S., YANH, Y. On the uncanny capabilities of consequential LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 6., p. 1179-1184, 2014.
- SUKSANKRAISORN, K., PATUMSAWAD, S., FUNGTAMMASAN, B. Co-firing of Thai lignite and municipal solid waste (MSW) in a fluidized bed: Effect of MSW moisture content. *Applied Thermal Engineering*, v. 30, n. 17-18, p. 2693-2697, 2010.
- SYKE. Reducing Greenhouse Gas Emissions by Recycling Plastics or Textile Waste? Finnish Environment Institute: Helsinki, Finland, 2007. Disponível em:

<http://www.iswa.org/uploads/tx_iswaknowledgebase/620121_Paper.pdf> Acesso em 16 de dezembro de 2016.

- THOMPSON, R.C; MOORE, C.J; SAAL, F.S; SWAN, S.H. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 364, p. 2153-2166, 2009.
- UDO H., HELIAS; A. ROOIJEN, M. Life Cycle Approaches – The road from analysis to practice. Life Cycle Initiative. UNEP/SETAC. 2005. Disponível em: <<http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2012/12/2005%20-%20LCA.pdf>> Acesso em 26 de setembro de 2015.
- UMBERTO. A software tool for Life Cycle Assessment and Material Flow Analysis – User Manual. Hamburg: Institut für Umweltinformatik; Heildberg: Institut für Energie und Umweltforschung, 2008.
- UNEP. United Nations Environment Programme Compendium of Recycling and Destruction Technologies for Waste Oils. Osaka: IETC, 2012.
- VEIGA, M.M. Analysis of efficiency of waste reverse logistics for recycling. *Waste Management & Research*, v.31, p. 26-34, 2013.
- VILLANUEVA, A., WENZEL, H. Paper waste—Recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. *Waste Management*, v. 27, n. 8, p. S29-S46, 2007.
- WILLERS, C.D.; RODRIGUES, L.B. A critical evaluation of Brazilian life cycle assessment studies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.19, n. 1, p. 144-152, 2014.
- WILLING, A. Lubricants based on renewable resources—An environmentally compatible alternative to mineral oil products. *Chemosphere*, v. 43, n. 1, p. 89-98, 2001.
- WRAP. LCA of Management Options for Mixed Waste Plastics. 2008. Disponível em: <<http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/LCA%20of%20Management%20Options%20for%20Mixed%20Waste%20Plastics.pdf>> Acesso em 18 de novembro de 2016.
- ZANGHELINI, G.M.; DE SOUZA, H.R.A., JR.; KULAY, L.; CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P.T.; SOARES, S.R. A bibliometric overview of Brazilian LCA research. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 12, p. 1759-1775, 2016.

ZOCHE, L. *Identificação das limitações da ACV sob a ótica de pesquisas acadêmicas*. 2014. 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa. 2014.

ANEXO I
Protocolo de Pesquisa

Nome da Empresa:

Contato:

E-mail:

1) Dados da Coleta de Embalagens Plásticas de OLU

Número de Centros de Descarte:

Quantidade recebida por ano:

Valor das embalagens por quantidade:

- 1.1) Tipos e quantidade de pontos de coleta de embalagens plásticas de OLU
- 1.2) Estados que faz coleta
- 1.3) Número de municípios que faz coleta no Rio de Janeiro
- 1.4) Distância meta percorrida entre pontos de coleta e recicladora
- 1.5) Distância mais longa percorrida entre ponto de coleta e recicladora

2) Dados de reciclagem

2.1) Tipos de material reciclado

2.2) Método de reciclagem utilizado

2.3) Tipo de produto gerado após a reciclagem

2.4) Quantidade de produto gerado a partir de unidade de produto coletado

3) Balanço de materiais e massa

3.1) Quais os consumos energéticos desta unidade recicladora? E de onde provêm todas as fontes energéticas usadas no processo?

3.2) Em relação às entradas e saídas do processo, por unidade reciclada

- Energia:

- Água:

- Emissões:

- Resíduos sólidos:

- Efluentes líquidos:

- Outros:

3.3) Qual a destinação dada, caso existente, às/aos:

- Resíduos sólidos:

- Efluentes líquidos:
- Emissões

3.4) Transportes

Chegada à instalação

Quais os tipos e número de veículos utilizado no transporte das embalagens coletadas?

Qual o combustível utilizado por estes veículos?

Qual é a média recorrida dos caminhões para coleta e entrega de embalagens usados a sua unidade?

Saída da instalação

Quem realiza o transporte do material reciclado?

Qual o tipo de transporte utilizado no transporte dos plásticos reciclados?

Qual o combustível utilizado por estes veículos?

Qual é a média recorrida dos caminhões para entrega de matérias reciclados?

4. Monitoramento Ambiental, Prevenção de acidentes e danos ambientais

4.1) Existe algum tipo de controle das emissões nestas unidades? Se existe controle de emissões, indique, por favor, quais as tecnologias de tratamento de gases e efluentes e respectivos programas de monitoração.

4.2) Que medidas foram tomadas quando ocorre um acidente ambiental?

4.3) A empresa possui meios de primeira intervenção que se desloquem ao local do acidente de modo a minimizar os impactos ambientais do sinistro em caso de derrame?