

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

Milton Aurelio Uba de Andrade Junior

**CENÁRIOS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE PAPEL
SOB A ÓTICA DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

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

Orientador: Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares.

Florianópolis, SC
Agosto de 2015

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

Andrade Junior, Milton Aurelio Uba de
CENÁRIOS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE PAPEL SOB A
ÓTICA DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA / Milton Aurelio Uba de
Andrade Junior ; orientador, Sebastião Roberto Soares -
Florianópolis, SC, 2015.
110 p.

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

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Avaliação do Ciclo de Vida.
3. Papel. 4. Alocação. 5. Reciclagem de ciclo aberto. I.
Soares, Sebastião Roberto . II. Universidade Federal de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental. III. Título.

**“Cenários de Gerenciamento de Resíduos de Papel sob A Ótica da
Avaliação do Ciclo de Vida”**

MILTON AURELIO UBA DE ANDRADE JUNIOR

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
Orientador

Prof.^a Cátia Regina S. de C. Pinto, Dr.^a

Prof. Armando Borges de Castilhos Junior, Dr. Prof.^a Anna Lucia Mourad, Dr.^a

Prof. William Gerson Matias, Dr.
(Coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
AGOSTO/2015

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, pelo suporte de uma vida inteira; e à Iaia pelo apoio de sempre.

À Universidade, pela plena oportunidade de aperfeiçoamento, por meio de ensino público; ao Professor Sebastião, pela orientação e confiança.

Ao Estado de Santa Catarina, por proporcionar condições ao servidor de buscar aprimoramento pessoal; aos meus diretores durante o período Luiz Antônio Big e Silvio Rosa, pela compreensão; e à Thays, que além de minha gerente é uma querida amiga, entre as minhas mais caras.

Aos colegas do grupo de estudos CICLOG pelo ambiente descontraído e produtivo, à Cris pelo apoio, e ao Guilherme e Edivan, por estarem sempre dispostos a ajudar e compartilhar o conhecimento. Exemplos para mim.

Aos colegas da turma 2013, pela força e diversão durante as disciplinas; e ao João Henrique, pela grande parceria.

Aos familiares e amigos do peito, o agradecimento é eterno.

Por fim, neste período de convívio com o pessoal do CICLOG, fiquei com a fama de ser um cara de sorte. Aceito a brincadeira, pois não tenho a menor dúvida disso. Tenho vivido 29 anos de pura sorte, cuja gratidão não pode ser expressa pela materialidade das palavras.

*“The best journeys answer
questions that in the beginning you
didn't even think to ask”.*
do filme “180° South”.

RESUMO

A inclusão/exclusão e os pressupostos assumidos na etapa de fim-de-vida de um estudo de avaliação do ciclo de vida (ACV) podem afetar os resultados do desempenho ambiental de toda uma cadeia de produção, sendo uma importante etapa a ser considerada. Esta pesquisa teve como objetivo identificar os impactos na etapa de fim-de-vida do papel, após a fase de consumo, sob a ótica da avaliação do ciclo de vida, a partir da modelagem e comparação de cenários de gerenciamento de resíduos. O estudo foi desenvolvido considerando as características atuais de recuperação e destinação final dos resíduos de papel em Florianópolis – SC e os cenários de fim-de-vida compreenderam: aterramento sanitário, incineração e variações da taxa de reciclagem. Nesta modelagem avaliou-se o efeito do transporte e das abordagens de alocação/expansão do sistema com reciclagem de ciclo aberto. Após uma avaliação do perfil geral dos cenários quanto aos resultados para o método *ReCiPe midpoint* (H) 1.09, foram selecionadas para uma avaliação mais específica as categorias de mudanças climáticas, eutrofização de água doce e ocupação de solo, além da categoria de demanda acumulada de energia (*Cumulative energy demand* 1.08). Este estudo foi baseado nas séries de normas ISO 14040 e 14044, e o *software Simapro*® foi utilizado para auxiliar nas análises. Os resultados expressaram que o cenário hipotético de reciclagem apresentou o melhor desempenho ambiental entre as alternativas modeladas. A etapa de transporte demonstrou não influenciar o desempenho ambiental entre os cenários avaliados, considerando as distâncias que foram modeladas. Entretanto, os métodos de alocação apresentaram influências no compartilhamento de impactos nos sistemas de reciclagem de ciclo aberto.

Palavras-Chave: Avaliação do ciclo de vida; ACV; Alocação; Cenários de fim-de-vida; Papel; Reciclagem de ciclo aberto.

ABSTRACT

The inclusion/exclusion and the assumptions of the end-of-life stage in a life cycle assessment (LCA) may affect the results of the environmental performance of an entire production chain and is an important step to be considered. This research aimed to identify the impacts of the paper end-of-life, after the phase of consumption, from the perspective of life cycle assessment, from modeling and comparison of waste management scenarios. The study was developed considering the current characteristics of disposal and recovery of waste paper in Florianópolis - SC and the end-of-life scenarios were: landfilling, incineration and variations of the recycling rate. In this modeling, it was assessed the effects of the transportation as well as the allocation approaches or system expansion when there is open-loop recycling. After an overall assessment of the scenarios profile to the outcomes from ReCiPe midpoint (H) 1:09 method, the impact categories of climate change, freshwater eutrophication and soil occupation, in addition to cumulative energy demand (1:08) were selected for a more specific evaluation. This study was based on ISO standards series 14040 and 14044, and the *Simapro*® software was used to assist in the analysis. The results stated that the hypothetical recycling scenario showed the best environmental performance among the alternatives modeled. The transport phase shown not to influence the environmental performance amongst the studied scenarios, considering the distances that were modeled, however the allocation methods presented influences on sharing impacts within open-loop recycling systems.

Keywords: Life cycle assessment; LCA; Allocation; End-of-Life Scenarios; Paper; Open loop recycling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fases de uma ACV e sua estrutura.	30
Figura 2 - Sistema de reciclagem de ciclo aberto.	33
Figura 3 - Processos em um sistema de reciclagem de ciclo aberto.	34
Figura 4 – Área de estudo.	47
Figura 5 - Função, UF e desempenho do sistema estudado.	49
Figura 6 - Cenário de aterramento 86% e reciclagem 14%.	55
Figura 7 - Fluxograma do Cenário de 100% incineração.	57
Figura 8 - Fluxograma do Cenário de 100% reciclagem.	58
Figura 9 - Cenário de 75% reciclagem e 25% aterramento.	59
Figura 10 - Processos em um sistema com 14% de reciclagem.	63
Figura 11 - Método <i>Cut-off</i> de alocação.	64
Figura 12 - Método 50/50 de alocação.	65
Figura 13 - Método 50/50 fracionado de alocação.	66
Figura 14 – Resultados normalizados para o método ReCiPe.	78
Figura 15 - Resultados de Demanda acumulada de energia.	79
Figura 16 - Contribuição nos resultados para o cenário AT 86.	81
Figura 17 - Contribuição nos resultados para o cenário IN 100.	83
Figura 18 - Contribuição nos resultados para o cenário RC 100.	85
Figura 19 - Comparação quanto aos produtos evitados.	86
Figura 20 - Contribuição nos resultados para o cenário RC 75.	87
Figura 21 - Comparação dos cenários em kg CO ₂ eq. e kg Peq.	89
Figura 22 - Comparação dos cenários em m ² a e MJ.	90
Figura 23 - Sensibilidade dos cenários em kg CO ₂ eq. e kg Peq.	93
Figura 24 – Sensibilidade dos cenários em m ² a e MJ.	94
Figura 25 – Comparação de resultados na alocação de impactos.	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Exemplo do método assumido para o cálculo de tkm.	52
Tabela 2 - Coleta de dados.	53
Tabela 3 - Variáveis para os cálculos, processos e fonte de dados.	66
Tabela 4 - Dados para estimar tkm da coleta convencional.	69
Tabela 5 - Dados para estimar tkm da coleta seletiva.	70
Tabela 6 - Processo de coleta convencional de resíduos.	70
Tabela 7 - Processo de coleta seletiva de resíduos.	71
Tabela 8 - Transporte de papel do transbordo ao aterro sanitário.	71
Tabela 9 - Disposição do papel no aterro sanitário.	71
Tabela 10 - Triagem de resíduos no Cenário de Incineração.	72
Tabela 11 - Transporte de papel da triagem à incineradora.	73
Tabela 12 - Processo de incineração do papel.	73
Tabela 13 - Triagem de resíduos no Cenário de Reciclagem.	74
Tabela 14 - Transporte de papel da triagem à recicladora.	75
Tabela 15 - Reciclagem do papel.	75
Tabela 16 - Produto evitado.	76
Tabela 17 - Potenciais impactos para cada cenário modelado.	77
Tabela 18 - Potenciais impactos do cenário AT 86.	80
Tabela 19 - Potenciais impactos do cenário IN 100.	82
Tabela 20 - Potenciais impactos do cenário RC 100.	84
Tabela 21 - Potenciais impactos do cenário RC 75.	86
Tabela 22 – Resultados da análise de sensibilidade do transporte.	92
Tabela 23 – Variáveis para o cálculo.	95

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABETRE - Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACMR - Associação de Coletores de Materiais Recicláveis
ACV – Avaliação do Ciclo de Vida
AICV – Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida
AT – Aterramento
BR – Brasil
CED - *Cumulative Energy Demand*
CH – Suíça
CICLOG - Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
CML – *Institute of Environmental Sciences / Universiteit Leiden*
COMCAP - Companhia Melhoramentos da Capital
GEE – Gases do Efeito Estufa
GLEAN - Grupo de Pesquisas em Lean
GLO – Global
H – Perspectiva hierarquista
IBÁ – Indústria Brasileira de Árvores
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV – Inventário de Ciclo de Vida
IN – Incineração
ISO – *International Organization for Standardization*
NBR – Norma Brasileira
PGRS – Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos
PPGEA – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
PR – Estado do Paraná
RC – Reciclagem
RER – Europa
RoW – Restante do mundo
RUN – *Radboud University Nijmegen*
SC – Estado de Santa Catarina
SP – Estado de São Paulo
U.F. – Unidade Funcional
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
UN - Unidade

LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES

% – Porcentagem
CFCs – Clorofluorcarbonetos
CH₄ – Metano
CO₂ – Dióxido de Carbono
CO₂ eq. – Dióxido de Carbono equivalente
HCFC – Hidroclorofluorcarbonetos
HFCs – Hidrofluorcarboneto
kBq U235 eq. – Quilograma de urânio-235 equivalente
kg – Quilograma
kg 1,4-DB eq. – Quilograma de 1,4-diclorobenzeno equivalente
kg CFC-11 eq. – Quilograma de clorofluorcarbono-11 equivalente
kg CO₂eq. – Quilograma de dióxido de carbono equivalente
kg Fe eq. – Quilograma de ferro equivalente
kg N eq. – Quilograma de nitrogênio equivalente
kg NMVOC – Quilograma de Compostos orgânicos voláteis não-metânicos
kg oil eq. – Quilograma de petróleo equivalente
kg P eq. – Quilograma de fósforo equivalente
kg PM10 eq. – Quilograma de partículas inaláveis equivalente
kg SO₂eq. – Quilograma de dióxido de enxofre equivalente
km – Quilômetro
kW – Kilowatt
kW.h – Kilowatt hora
L – Litro
m – Metro
m² – Metro quadrado
m²•a – Metro quadrado ano
m³ – Metro cúbico
MJ – Megajoule
MJ eq. – Megajoule equivalente
mL – Mililitro
mm – milímetro
mm² – milímetro quadrado
n^o – Número
°C – Graus Celsius
PE – Polietileno
PEBD – Polietileno de Baixa Densidade
PFCs – Perfluorcarbonetos
PVC – Policloreto de Vinil (Polyvinylchloride)

tkm – Toneladas-quilômetro

V – Volume

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	23
1.1	PERGUNTAS DE PESQUISA.....	25
1.2	OBJETIVOS.....	26
1.2.1	<i>Objetivo Geral.....</i>	26
1.2.2	<i>Objetivos específicos.....</i>	26
1.3	JUSTIFICATIVA.....	26
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
2.1	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	29
2.1.1	<i>Objetivo e escopo.....</i>	30
2.1.2	<i>Alocação</i>	32
2.1.3	<i>Análise de inventário</i>	35
2.1.4	<i>Avaliação de impacto de ciclo de vida.....</i>	35
2.1.5	<i>Interpretação.....</i>	37
2.2	INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE	39
2.2.1	<i>Atuação no Mercado.....</i>	39
2.2.2	<i>Aspectos ambientais da indústria de papel e celulose ..</i>	40
2.2.3	<i>Processo Produtivo.....</i>	40
2.2.4	<i>Pós-Uso do Papel na Indústria.....</i>	41
2.2.5	<i>ACV na Indústria de Papel de Celulose.....</i>	42
2.2.6	<i>A expansão do sistema para evitar alocação.....</i>	44
3	METODOLOGIA.....	47
3.1	DEFINIÇÃO SISTEMA DE PRODUTO E UNIDADE FUNCIONAL	47
3.2	FRONTEIRAS DO SISTEMA E ALOCAÇÃO	50
3.3	CENÁRIOS DE FIM-DE-VIDA E COLETA DOS DADOS	51
3.3.1	<i>Cenário de 86% Aterramento e 14% Reciclagem.....</i>	53
3.3.2	<i>Cenário de 100% Incineração</i>	56
3.3.3	<i>Cenário de 100% Reciclagem.....</i>	57
3.3.4	<i>Cenário de 75% Reciclagem e 25% Aterramento.....</i>	58
3.4	AVALIAÇÃO DE IMPACTO	60
3.5	INTERPRETAÇÃO.....	60
3.6	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	61
3.6.1	<i>Sensibilidade na definição de cenários alternativos.....</i>	61
3.6.2	<i>Sensibilidade na atribuição de impactos</i>	62
3.7	REQUISITOS DOS DADOS	67
3.8	PRESSUPOSTOS	67
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	69

4.1	INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA	69
4.1.1	<i>Etapas de coleta de resíduos</i>	69
4.1.2	<i>Aterramento</i>	71
4.1.3	<i>Triagem e Incineração.....</i>	71
4.1.4	<i>Triagem e Reciclagem</i>	73
4.2	AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA.....	76
4.2.1	<i>Visão geral.....</i>	76
4.2.2	<i>Cenário de Aterramento 86% e reciclagem 14%.....</i>	79
4.2.3	<i>Cenário de 100% Incineração.....</i>	81
4.2.4	<i>Cenário de 100% reciclagem</i>	83
4.2.5	<i>Cenário de 75% reciclagem e 25% aterramento.....</i>	86
4.2.6	<i>Comparação entre os cenários.....</i>	87
4.2.7	<i>Influência dos pressupostos na definição de cenários..</i>	91
4.2.8	<i>Influência da abordagem de alocação.....</i>	94
4.3	DISCUSSÕES	96
5	CONCLUSÃO.....	99
6	REFERÊNCIAS.....	101

1 INTRODUÇÃO

A percepção da sociedade quanto às questões ambientais vem aumentando a cada dia, tornando os consumidores mais exigentes e conseqüentemente a indústria mais atenta para com os impactos gerados a partir de todo o seu ciclo produtivo.

O pensamento em ciclo de vida (em inglês, *life-cycle thinking* – LCT) tem sido considerado como base no desenvolvimento de metodologias que possibilitem identificar, mensurar e avaliar impactos ambientais de produtos ou serviços. LCT pode ser descrito como uma lógica institucional envolvendo governo, empresas e sociedade para reunir esforços que visam a produção e consumo sustentáveis (em inglês, *sustainable production and consumption* – SPC) (HEISKANEN, 2002; UNEP, 2009; ZANGHELINI, 2014). A avaliação do ciclo de vida – ACV (em inglês, *life-cycle assessment* – LCA) é uma metodologia dentro da perspectiva LCT que visa examinar, por meio de uma estrutura normatizada e reconhecida internacionalmente, produtos e serviços ao longo de todo seu ciclo de vida em relação ao consumo de recursos e energia, quantificando os potenciais impactos ambientais (ABNT, 2009a; HEISKANEN, 2002; WENZEL, *et al.*, 2001).

Guinée *et al.* (2011) observam que a ACV está crescendo em muitas direções, como na aplicação, amplitude e profundidade. Os autores ressaltam que governos do mundo todo passaram a incentivar o uso da ACV, tornando-a um elemento central no desenvolvimento de políticas ambientais ou em ações voluntárias na União Europeia, EUA, Japão, Coreia, Canadá, Austrália e em economias em crescimento como a Índia, China e recentemente o Brasil.

Grandes setores da economia utilizam-se desta perspectiva para avaliar seus esforços quanto à redução dos impactos ambientais relacionados às suas atividades, enquanto ampliam eficiência e rendimento da produção. A cadeia produtiva de papel e celulose é um destes setores, visto que o Brasil ocupa a nona posição em produção de papel e é o quarto maior produtor de celulose no mundo, segundo dados de 2013, gerando uma receita da ordem de US\$ 7,2 bilhões com exportações (IBÁ, 2014a). Números assim evidenciam a magnitude das atividades de produção de papel e celulose, refletindo nos aspectos ambientais relacionados à esta indústria. Como exemplo, recentemente Mourad e colaboradores (2014) avaliaram positivamente os benefícios ambientais encontrados por uma indústria de papel e celulose com a

modernização dos processos industriais de uma planta localizada no sul do Brasil.

Outros estudos que envolvem a cadeia produtiva do papel e celulose (LOPES *et al.*, 2003; LAURIJSEN *et al.*, 2010; DIAS; ARROJA, 2012; GEMECHU *et al.*, 2012) têm sido desenvolvidos com o intuito de avaliar os impactos ambientais no ciclo de vida dos produtos resultantes deste tipo de atividade industrial, e identificá-los para posterior melhorias no processo produtivo.

Contudo, muitos destes trabalhos objetivam descrever e analisar os principais processos da produção de celulose e papel que contribuem para os impactos ambientais, desde a produção de matérias primas até o transporte do produto finalizado (ou seja, do berço até o portão), diminuindo o foco do final da vida dos seus produtos, a partir do consumo e descarte realizado pelos consumidores finais. Porém, a inclusão/exclusão e os pressupostos assumidos da fase de pós-uso dos produtos podem afetar os resultados do desempenho ambiental de toda uma cadeia produtiva, sendo uma importante etapa a ser desenvolvida para compreender os impactos inerentes ao ciclo de vida completo dos produtos. Cenários de fim de vida de produtos relacionados ao consumo doméstico envolvem alguns processos, sendo que os mais comuns utilizados nesse setor no Brasil são: aterro sanitário, incineração e reciclagem.

Um dos aspectos mais desafiadores da produção e consumo sustentáveis é fechar o ciclo de vida dos produtos, gerenciando resíduos para iniciar novos ciclos, a partir do momento em que os materiais atingem o fim-de-vida (em inglês, *end-of-life* - EoL). Do ponto de vista ambiental, isto significa reduzir os impactos sobre o consumo de matérias-primas, uso de energia, geração de resíduos, entre vários outros benefícios. A principal dificuldade na gestão de produtos no fim-de-vida é explicada por Zangheli *et al.* (2014): enquanto os primeiros passos da cadeia de produção (ou seja, aquisição de matérias-primas e fabricação) geralmente permitem ao fabricante um controle de processos, e, portanto, dados mais precisos (abordagem do berço ao portão), as etapas finais, como a gestão dos resíduos, ainda são difíceis de estabelecer previsões, principalmente quando há estratégias de retorno envolvidas (abordagens de berço ao túmulo ou berço ao berço). Por este motivo, especificamente a fase de fim-de-vida dos produtos tem sido frequentemente pesquisadas em várias áreas por diferentes cientistas e profissionais de ACV (BISWAS; ROSANO, 2011; CARPENTER *et al.*, 2013; FONSECA *et al.*, 2013; KERR; RYAN,

2001; LINDAHL *et al.*, 2006; SAAVEDRA *et al.* 2013; TAN *et al.*, 2014; ZANGHELINI *et al.*, 2014).

Neste sentido, este estudo objetivou identificar os impactos de fim-de-vida do papel de consumo doméstico, após a fase de uso, sob a ótica da avaliação do ciclo de vida, a partir da modelagem e comparação de cenários de gerenciamento de resíduos. As características atuais de recuperação e destinação final dos resíduos de papel, segundo as características de coleta dos resíduos sólidos urbanos - RSU em Florianópolis - SC, basearam a comparação de três cenários: aterramento, incineração e ampliação da taxa de reciclagem. Foi verificada a importância da etapa de transporte nos resultados entre as alternativas de fim-de-vida do papel, a influência que as características de gerenciamento de resíduos têm no desempenho ambiental de uma cadeia produtiva como a do papel, bem como analisada e discutida a questão sobre a atribuição dos impactos (e benefícios) do papel nos casos nas quais existem a reciclagem de ciclo aberto.

No que tange à área de concentração do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) e à linha de pesquisa de Gestão Ambiental em Organizações, esta pesquisa complementa trabalhos desenvolvidos pelo Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) acerca da cadeia produtiva do papel tendo como base uma indústria catarinense, da mesma maneira que se baseia em estudos realizados na equipe, ao dar continuidade e complementar os trabalhos de Ramírez (2009), que identifica e avalia métodos de alocação utilizados em avaliações de ciclos de vida; Zanghelini (2013), que estudou cenários para pós-uso de um compressor de ar; e Barreto (2014), que avaliou o ciclo de vida da gestão de resíduos de construção e demolição.

1.1 PERGUNTAS DE PESQUISA

Diante da problemática supracitada, é possível formular alguns questionamentos que serviram como base para esta pesquisa.

Qual o impacto do fim-de-vida do papel, segundo as características de gerenciamento de resíduos de um município como Florianópolis, SC?

Existiriam benefícios ambientais se o papel fosse destinado à incineração, ou se fosse ampliada sua taxa de reciclagem? Nestes casos, a distância percorrida pelo papel é fator sensível?

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste estudo foi identificar os impactos de fim-de-vida do papel descartado pelo consumidor sob a ótica da avaliação do ciclo de vida, a partir da modelagem e comparação de cenários baseados nas características de gerenciamento de RSU de Florianópolis.

1.2.2 Objetivos específicos

- Modelar cenários de fim-de-vida do papel aplicáveis à realidade catarinense.
- Avaliar os impactos ambientais dos cenários modelados.
- Discutir as implicações de diferentes abordagens de atribuição de impactos entre produção de papel virgem e reciclagem de papel.

1.3 JUSTIFICATIVA

No tocante ao consumo local de produtos, a fase de fim-de-vida é basicamente representada pelos resíduos sólidos descartados em áreas urbanas. Neste sentido, os governos geralmente têm, para fins estatísticos, o perfil de geração de resíduos da população. Sendo assim, a avaliação do ciclo de vida (ACV) figura-se como método relevante para auxílio na tomada de decisão no gerenciamento de resíduos (BLENGINI *et al.*, 2012; FINNVEDEN *et al.*, 2007; FULLANA I PALMER *et al.*, 2011; SANER *et al.*, 2012), permitindo indicar quais as soluções que apresentam o melhor desempenho ambiental dentre as alternativas que se apresentam disponíveis. Por exemplo, Eckelman *et al.* (2014) revisaram recentemente a literatura sobre gerenciamento de resíduos em ilhas no mundo quanto à utilização de ferramentas de ecologia industrial e concluíram que a ACV tem substancialmente apoiado empresas e autoridades sobre como escolher as soluções mais adequadas para o gerenciamento de resíduos em áreas tão peculiares.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei Federal número 12.035/2010, representa o marco regulatório sobre a

gestão integrada e sustentável dos resíduos sólidos no país (BESEN *et al.*, 2014; BRASIL, 2010; CHAVES *et al.*, 2014). Entre outras disposições, a política objetiva aplicar o conceito de não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento de resíduos sólidos para disposição final ambientalmente aceitável, seguindo o conceito de hierarquia de resíduos sólidos (BRASIL, 2010; COMISSÃO EUROPEIA, 2008). A política nacional, a exemplo de outras a nível internacional, considera como princípio a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, definida por meio de acordos setoriais entre governo, indústria e consumidores para diminuir o volume de resíduos sólidos e para reduzir os impactos à saúde humana e à qualidade ambiental decorrentes do ciclo de vida de produtos (BRASIL, 2010; JACOBI; BESEN, 2011; LAGARINHOS; TENÓRIO, 2013).

Neste sentido, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil em 2013 foi de cerca de 76,4 milhões de toneladas e, apesar das iniciativas de coleta seletiva em cerca de 60% dos municípios, estima-se que menos de 2% dos RSU acaba realmente sendo reciclado (ABRELPE, 2013; BARBOSA; VELOSO, 2014; IPEA, 2012). A fração de papel representa cerca de 13% do descarte brasileiro de resíduos (ABRELPE, 2012), e considerando que o resíduo de papel é basicamente caracterizado por embalagens recicláveis, existe um grande potencial para a recuperação de materiais (evitando, assim, impactos ambientais) caso as práticas de gerenciamento de RSU fossem aprimoradas.

Diante do exposto, justifica-se a necessidade de pesquisar os impactos gerados pelo gerenciamento de fim-de-vida do papel, assumindo como base as características do município de Florianópolis, variando diferentes alternativas para avaliar e quantificar os potenciais benefícios ambientais entre elas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma entre várias metodologias de gestão ambiental e sua regulamentação no Brasil é dada pela série de normas NBR ISO 14000, especialmente pelas normas NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044 atualizada no ano de 2009. A ACV pode subsidiar: a identificação de oportunidades para melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversos pontos de seus ciclos de vida; o nível de informação dos tomadores de decisão na indústria e nas organizações governamentais ou não governamentais; a seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes, incluindo técnicas de medição e também o marketing (ABNT, 2009b).

Esta metodologia consiste em uma compilação e avaliação das entradas e saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto, ou seja, um conjunto de processos ligados por unidade de material, energia, produção de resíduos ou fluxos de serviço para realizar uma ou mais funções definidas (GUINÉE, 2002).

A ACV enfoca os aspectos e os impactos ambientais potenciais, como por exemplo: o uso de recursos e as consequências de destinações e emissões para o ambiente ao longo de todo ciclo de vida de um produto. Isso ocorre desde a aquisição das matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a disposição final, ou seja, do berço ao túmulo (ABNT, 2009b), mas também pode ser estudado do berço até o portão, não abrangendo a fase de disposição final do produto.

Dado o impacto ambiental de processos produtivos, ferramentas eficazes para informar as implicações ambientais dos materiais selecionados são cruciais para a transição de um processo produtivo com menos impactos ambientais (NICHOLSON *et al.*, 2009). A ACV pode auxiliar neste processo, embora existam algumas preocupações sobre a qualidade dos dados de ACV, pois não há característica padrão para a avaliação da qualidade desses estudos e um tratamento sistemático e abrangente ainda é ausente na maioria dos bancos de dados e softwares para a ACV (HEIJUNGS; HUIJBREGTS, 2004).

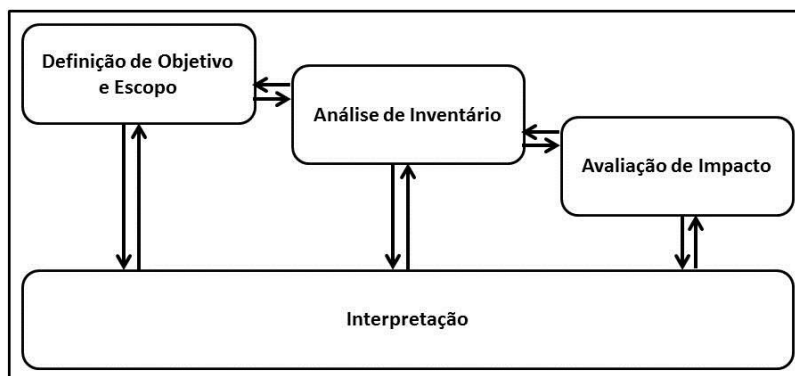
Avaliação do ciclo de vida (ACV) é um dos mais difundidos métodos de avaliação do impacto ambiental dos produtos e serviços em muitos setores (HOSPIDO *et al.*, 2010). Os efeitos cumulativos das variações na qualidade dos dados, as estimativas realizadas e algumas

hipóteses e limitações impostas ao próprio modelo introduzem incertezas nos resultados de ACV (CHEHEBE, 1998).

A demanda crescente, tanto de consumidores como de outros atores vem criando uma pressão para a redução dos impactos ambientais, não apenas na fase do uso do produto, mas onde eles são verdadeiramente significativos e, dessa forma, a metodologia da avaliação do ciclo de vida pode ser fundamental (SOARES; PEREIRA, 2004).

Um estudo de ACV é composto por quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, fase de avaliação de impactos e fase de interpretação (figura 01). Estas serão descritas nos próximos itens.

Figura 1 - Fases de uma ACV e sua estrutura.



Fonte: Adaptado da ABNT (2009a).

2.1.1 Objetivo e escopo

O escopo de uma ACV, incluindo a fronteira do sistema e o nível de detalhamento, depende do objeto e do uso pretendido para o estudo. A profundidade e a abrangência da ACV podem variar consideravelmente, dependendo do objetivo do estudo em particular (ABNT, 2009b). A norma ressalta que o objetivo e escopo de uma ACV devem ser claramente definidos e ser consistentes com a aplicação pretendida. Devido à natureza iterativa da ACV, o escopo pode ter que ser ajustado durante o estudo.

Ao definir o objetivo de uma ACV, alguns itens devem ser definidos como: a aplicação pretendida; as razões para a realização do

estudo; público-alvo e também se os resultados serão comparados e divulgados (ABNT, 2009b).

Definir o âmbito da pesquisa consiste em estabelecer os limites e a abrangência do estudo, ou seja, os limites e fronteiras do estudo de forma a identificar para quais produtos e processos unitários os dados serão coletados, bem como a localização geográfica e o nível tecnológico desses processos. Deve-se também decidir como fixar os limites para outros sistemas de produção que usam os mesmos processos. A definição do escopo inclui ainda a escolha dos parâmetros ambientais e dos métodos de determinação e interpretação dos impactos (XAVIER; CALDEIRA-PIRES, 2004).

O escopo de uma ACV deve especificar claramente as funções do sistema em estudo. Para a definição do escopo os itens que devem ser definidos são: o sistema de produto a ser estudado; as funções do sistema de produto; a unidade funcional; fronteira do sistema; procedimentos de alocação; cenários de gestão de resíduos; cenários de transporte; metodologia de avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV) e tipos de impactos; interpretação a ser utilizada; requisitos de dados; pressupostos; escolha de valores e elementos opcionais; limitações; requisitos de qualidade dos dados; tipo de revisão crítica e também o tipo e formato do relatório requerido para o estudo. A fronteira do sistema determina quais processos elementares devem ser incluídos na ACV; sua seleção deve ser consistente com o objetivo do estudo e os critérios que serão utilizados na sua determinação devem ser identificados e explicados (ABNT, 2009b).

A unidade funcional representa o desempenho quantificado de um sistema de produto para utilização como uma unidade de referência, sendo assim, consistente com o objetivo e escopo do estudo em questão (ABNT, 2009a). Um dos principais propósitos de uma unidade funcional é fornecer uma referência em relação a qual os dados de entrada e saída são padronizados (ABNT, 2009b).

Matheys *et al.* (2007) ressaltam a importância de se escolher uma unidade funcional adequada, pois a escolha pode influenciar o resultado final do estudo. Às vezes a escolha da UF é mais complicada quando diferentes parâmetros correlatos devem ser considerados podendo influenciar nas conclusões. Um método mais padronizado para definir a unidade funcional pode evitar essas diferenças, tornando assim possível comparar os resultados de diferentes estudos de ACV com mais facilidade.

2.1.2 Alocação

A alocação consiste na divisão adequada dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outros sistemas de produtos (ABNT, 2009a). Os procedimentos de alocação devem ser aplicados de forma uniforme a entradas e saídas similares do sistema em consideração (ABNT, 2009b). A alocação se faz necessária quando um sistema a ser estudado apresenta um processo multifuncional que utilize uma ou mais funções para o ciclo de vida.

As séries de normas ISO 14040 e 14044 recomendam que os estudos devam identificar os processos compartilhados com outros sistemas de produto e tratá-los de acordo com os procedimentos apresentados a seguir (ABNT, 2009b).

Passo 1: convém que a alocação seja evitada, sempre que possível, seja pela divisão dos processos elementares a serem alocados em dois ou mais subprocessos ou por expansão do sistema de produto;

Passo 2: quando a alocação não puder ser evitada, convém que as entradas e saídas do sistema sejam subdivididas entre seus diferentes produtos ou funções, de maneira a refletir as relações físicas subjacentes entre eles;

Passo 3: quando uma relação física por si só não puder ser estabelecida ou usada como base para a alocação, convém que as entradas sejam alocadas entre os produtos e funções de uma maneira que reflita outras relações entre eles.

De acordo com a hierarquia da ABNT (2009b) a expansão do sistema é a principal opção para evitar a alocação em processos multifuncionais.

Existem vários métodos de alocação, mas não há um consenso entre a comunidade científica sobre quais métodos são mais adequados para situações específicas (RAMIREZ, 2009). Em sua pesquisa de dissertação, Ramirez (2009) identifica e avalia métodos de alocação utilizados em avaliações de ciclos de vida. Os métodos encontrados pela pesquisadora foram divididos nos três tipos de sistemas multifuncionais onde basicamente pode ocorrer alocação, chamados de métodos de alocação para sistemas de coprodutos, métodos de alocação para sistemas de múltiplas entradas, e métodos de alocação para sistemas de reciclagem.

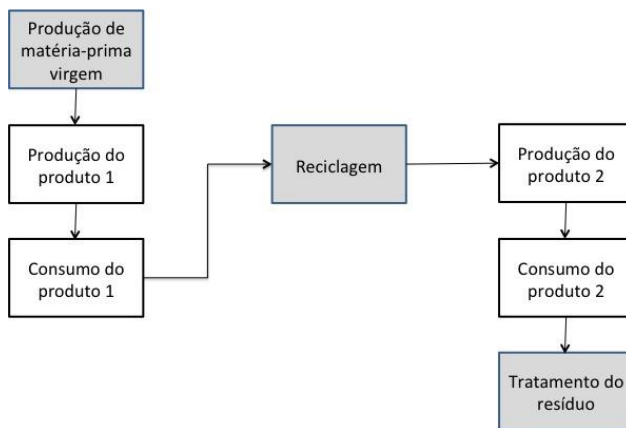
Dos 26 métodos de alocação identificados pela autora, 24 deles aplicam-se aos sistemas de reciclagem, a citar: Propriedade física ou química; Valor Econômico; 50/50; Tratamento final evitado;

Tratamento final considerado; Huppes; Courante; General Electric Plastics; Ciclo fechado; Extração da carga; Perda de qualidade; Valor sustentável; CIT; Alocação do uso potencial; *Cut-off*; Boguski; Número de usos subsequentes do material reciclado; Sistema analítico; Disposição da Carga; Borg e Trinius; Grau do material; TWS baseado no mercado; Porcentagem da produção do produto; e Produção de material virgem evitada.

A alocação para reciclagem pode ser considerada como sendo de ciclo fechado, quando processos do sistema retornam ao mesmo sistema ou quando um produto é reutilizado permanecendo no mesmo sistema (CHEHEBE,1998); ou ciclo aberto, quando materiais de um produto são utilizados dentro de outro sistema de produtos (EKVALL; FINNVEDEN, 2001), extrapolando os limites do sistema em questão. Neste último caso, completam os autores, tanto a produção primária, como a reciclagem e gerenciamento final de resíduos no ciclo de vida estudado preenche uma função no ciclo de vida de outro produto.

Sendo assim, na reciclagem de ciclo aberto algumas atividades e processos são compartilhados pelos dois (ou mais) sistemas de produtos (BAUMANN; TILLMAN, 2004). O fluxograma apresentado na figura 02 exemplifica um sistema de reciclagem de ciclo aberto, evidenciando os processos compartilhados entre dois produtos.

Figura 2 - Sistema de reciclagem de ciclo aberto.



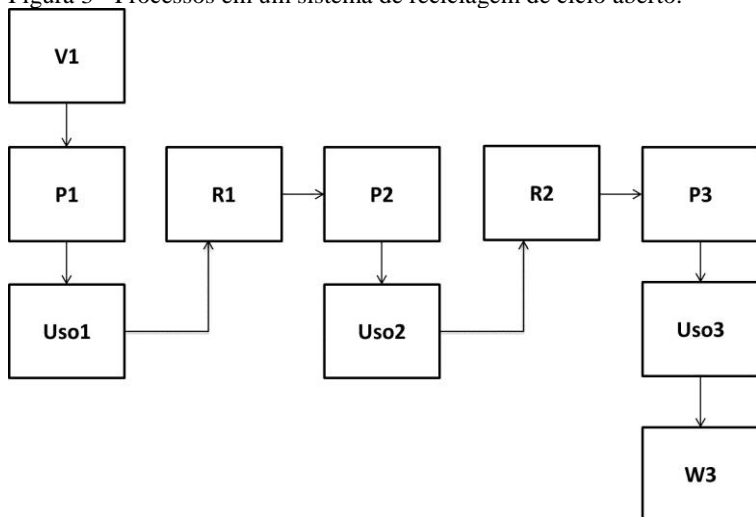
Fonte: Baumann e Tillman (2004).

A alocação dos impactos decorrentes de processos compartilhados entre diferentes sistemas de produtos tem sido

amplamente discutida na metodologia de ACV. Para basear os resultados e discussões deste estudo, duas abordagens de alocação serão detalhadas nesta sessão da Dissertação: o método *cut-off* e o método 50/50.

Dado o esquema representando os processos e fluxo de materiais em um sistema de reciclagem de ciclo aberto (figura 03), considera-se que: V1 = Matéria virgem para o produto 1; P1 = Manufatura do produto 1; Uso1 = Uso do produto 1; R1 = Reciclagem do produto 1; P2 = Manufatura do produto 2; Uso2 = Uso do produto 2; R2 = Reciclagem do produto 2; P3 = Manufatura do produto 3; Uso3 = Uso do produto 3; e W3 = Descarte do produto 3.

Figura 3 - Processos em um sistema de reciclagem de ciclo aberto.



Fonte: Baumann e Tillman (2004) e Ekvall e Tillman (1997).

As considerações em que baseiam-se este esquema idealizado pelos autores são as seguintes: Todos os materiais no produto 1 são reciclados para o produto 2; Todos os materiais no produto 2 são reciclados para o produto 3; Produtos 2 e 3 são manufaturados apenas destes materiais recuperados; Os materiais do produto 3 não são recuperados (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

A abordagem do sistema por meio do método *cut-off* assume como impactos (L) de um produto apenas os aspectos causados diretamente por ele. As equações seriam representadas da seguinte forma (BAUMANN; TILLMAN, 2004):

$$\begin{aligned}L 1 &= V1 \\L 2 &= R1 \\L 3 &= R2 + W3\end{aligned}$$

Já o método 50/50 compartilha entre o primeiro e o último produto a manufatura da matéria virgem e o descarte final, além de compartilhar os impactos da reciclagem aos produtos acima e abaixo da cadeia. Baumann e Tillman (2004) apresentam as equações deste método:

$$\begin{aligned}L 1 &= (V1 + W3)/2 + R1/2 \\L 2 &= (R1 + R2)/2 \\L 3 &= (V1 + W3)/2 + R2/2\end{aligned}$$

2.1.3 Análise de inventário

A análise de inventário (ICV) consiste na coleta de dados de entrada/saída associados ao sistema em estudo. Esta fase envolve a coleta de dados necessários para o alcance dos objetivos do estudo em questão (ABNT, 2009b). A norma declara que os dados qualitativos e quantitativos a serem incluídos no inventário devem ser coletados para cada processo elementar incluindo a fronteira do sistema.

A condução de uma análise e inventário é um processo iterativo. À medida que os dados são coletados e se amplia o conhecimento sobre o sistema, novos requisitos ou limitações dos dados podem ser identificados, requerendo mudança nos procedimentos de coleta de informações, de modo que os objetivos do estudo possam ainda ser satisfeitos. Às vezes, podem ser identificadas condições que requeiram revisões do objetivo ou do escopo do estudo (ABNT, 2009a).

Os dados coletados sejam eles medidos, calculados ou estimados são utilizados para quantificar as entradas e saídas de um processo elementar. As entradas e saídas devem ser alocadas aos diferentes produtos de acordo com os critérios definidos, conforme as normas da ACV (ABNT, 2009b).

2.1.4 Avaliação de impacto de ciclo de vida

A fase de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) é a terceira fase da ACV. O objetivo da AICV é prover informações adicionais para ajudar na avaliação dos resultados do inventário do ciclo

de vida (ICV) de um sistema de produto, visando o melhor entendimento de sua significância ambiental (ABNT, 2009b). Esta fase consiste na avaliação do sistema do produto sob uma perspectiva ambiental, analisando os aspectos ambientais e os impactos potenciais. A agregação dos resultados, por vezes ponderados, define o perfil da AICV e fornece as informações relativas aos impactos ambientais associados ao consumo de recursos e emissões (SONNEMANN *et al.*, 2003).

A AICV é diferente de outras técnicas, tais como a avaliação de desempenho ambiental, avaliação de impacto ambiental e avaliação de risco, uma vez que se trata de uma abordagem relativa baseada em uma unidade funcional. A AICV pode utilizar informações coletadas por essas outras técnicas. Essa fase deve ser cuidadosamente planejada para satisfazer o objetivo e o escopo de um estudo de avaliação de ciclo de vida. Inclui a coleta de resultados dos indicadores para as diferentes categorias de impacto, que em conjunto representam o perfil de AICV para o sistema de produto. Alguns elementos obrigatórios (ABNT, 2009b) nesta fase são:

- Seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização: estes elementos consistem na escolha e definição de categorias de impacto, dos indicadores para cada categoria e do modelo de caracterização que irão compor o método de avaliação de impacto. Para Chehebe (1998), a seleção destes elementos deve ser fundamentada em conhecimento científico dos mecanismos ambientais e processos analisados. Dentre as categorias de impacto utilizadas nos diversos métodos existentes, encontram-se: eutrofização, acidificação, aquecimento global, redução do ozônio estratosférico, utilização de recursos naturais, toxicidade da água e terrestre, demanda de energia, uso do solo, entre outras.

- Correlação dos resultados ou classificação: Consiste em fazer uma correlação dos resultados do inventário com as categorias de impacto avaliadas. Esta etapa é qualitativa e baseia-se na análise científica dos aspectos ambientais.

- Cálculo dos resultados dos indicadores de categoria: ao contrário da classificação, este processo é quantitativo e consiste em realizar o cálculo dos resultados dos indicadores para cada categoria de impacto, por meio de fatores e modelos de caracterização.

Já os elementos opcionais (ABNT, 2009b) são:

- Normalização: cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de impacto que são relacionados às informações de referência.

- **Ponderação:** atribuição de pesos para cada categoria de impacto ou conjunto, destacando sua importância relativa em relação aos demais, ou seja, consiste na conversão dos resultados dos indicadores de cada uma das categorias a uma escala comum, por meio de fatores numéricos baseados em escolhas de valor.

- **Análise da qualidade dos dados:** melhor entendimento da confiabilidade da coleção dos resultados dos indicadores, ou seja, verifica-se a confiabilidade e precisão dos resultados obtidos, expressos por meio dos indicadores.

Outras técnicas adicionais de análise da qualidade dos dados composta por estudos de incidência, incerteza e sensibilidade podem ser requisitados (SONNEMANN *et al.*, 2003).

2.1.5 Interpretação

A interpretação do ciclo de vida é a fase final do procedimento de ACV, na qual os resultados de um ICV e/ou AICV ou de ambos, são sumarizados e discutidos como base para as conclusões, recomendações e tomada de decisão de acordo com a definição do objetivo e escopo (ABNT, 2009b). A fase de interpretação do ciclo de vida de um estudo de ACV e ICV inclui diversos elementos como: identificação das questões significativas com base nos resultados das fases da avaliação do ciclo de vida; uma avaliação do estudo, considerando verificações de completeza, sensibilidade e consistência; conclusões, limitações e recomendações. As fases de definição do objetivo e escopo e de interpretação da avaliação do ciclo de vida enquadram o estudo, enquanto que as fases de ICV e AICV produzem informações sobre o sistema de produto (ABNT, 2009b).

As constatações da interpretação podem tomar a forma de conclusões e recomendações aos tomadores de decisão, consistentes com o objetivo e escopo do estudo. A interpretação do ciclo de vida também visa fornecer uma apresentação prontamente compreensível, completa e consistente dos resultados de uma ACV, de acordo com a definição do objetivo e do escopo. A fase de interpretação pode envolver o processo iterativo de rever e revisar o escopo da ACV, assim como a natureza e qualidade dos dados coletados, de forma consistente com o objetivo definido. É importante que as conclusões da interpretação do ciclo de vida reflitam os resultados do elemento de avaliação (ABNT, 2009b).

Na fase de interpretação do ciclo de vida, existem alguns métodos de avaliação que tem por objetivo estabelecer e aumentar o

grau de certeza e a confiabilidade dos resultados do estudo de ACV ou ICV, incluindo as questões significativas no primeiro elemento da interpretação (ABNT, 2009a). Chehebe (1998) destaca que é possível identificar os efeitos que a qualidade dos dados tem sobre os resultados realizando-se uma análise de sensibilidade, com o objetivo de descobrir em que extensão pequenas mudanças nos dados influenciam no resultado final. Neste caso a análise de sensibilidade pode mostrar quais dados necessitam ser mais bem elaborados.

De acordo com a ABNT (2009b) o objetivo da verificação de sensibilidade é avaliar a confiabilidade dos resultados finais e conclusões, determinando de que forma eles são afetados por incertezas nos dados, métodos de alocação ou cálculo dos resultados dos indicadores de categoria, etc. Para tanto a verificação de sensibilidade deve incluir os resultados das análises de sensibilidade e de incerteza, caso estas tenham sido executadas nas fases anteriores (ICV, AICV), ou seja, é um procedimento utilizado para estimar os efeitos dos métodos e dados selecionados, nos resultados de um estudo.

A sensibilidade é a influência que um parâmetro (variável independente) tem sob outro valor (variável dependente). As variáveis independentes de uma ACV podem ser os valores de parâmetros de entrada, as fronteiras do sistema, regras de alocação, modelos ou processos utilizados. As variáveis dependentes podem ser os valores de parâmetros de saída ou prioridades entre alternativas em um estudo comparativo. A análise de sensibilidade é um procedimento sistemático para estimar os efeitos dos métodos selecionados e dos dados nos resultados de um estudo (BJÖRKLUND, 2002).

Assim, a verificação da sensibilidade estima quanto uma modificação no modelo ou dado utilizado pode resultar em uma modificação no inventário, no perfil ambiental ou em qualquer outro resultado da ACV (BENEDET JÚNIOR, 2007).

Em uma verificação de sensibilidade devem ser consideradas as questões pré-determinadas pelo objetivo e escopo do estudo, os resultados de todas as outras fases do estudo e os pareceres de especialistas, e as experiências anteriores (ABNT, 2009b).

Quando se utiliza uma ACV em afirmações comparativas que serão divulgadas publicamente, o elemento de avaliação deve incluir declarações baseadas em análises detalhadas de sensibilidade. O nível de detalhamento requerido na verificação de sensibilidade irá depender principalmente das conclusões da análise de inventário e da avaliação de impacto (ABNT, 2009a).

O resultado da verificação de sensibilidade determina a necessidade de uma análise de sensibilidade mais abrangente e/ou precisa, bem como evidencia efeitos aparentes nos resultados do estudo (ABNT, 2009a).

Para Chehebe (1998) a análise de sensibilidade pode resultar na:

- Exclusão de estágios de ciclo de vida ou subsistemas, ou seja, quando através de sua realização ficar comprovado que tais estágios ou subsistemas não afetam significativamente o resultado final em relação aos objetivos definidos;
- Exclusão do fluxo de material: ocorre quando tal exclusão, comprovadamente, não for significativa para o resultado final do estudo, em relação aos objetivos definidos;
- Inclusão de novas unidades de processo: quando tal inclusão for significativa para o resultado final do estudo, em relação aos objetivos definidos.

A incapacidade de uma verificação de sensibilidade em identificar diferenças entre alternativas distintas estudadas não leva automaticamente a uma conclusão de que tais diferenças não existam. A inexistência de quaisquer diferenças significativas pode ser o resultado final do estudo (ABNT, 2009a).

2.2 INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE

2.2.1 Atuação no Mercado

O mercado doméstico de papel no Brasil é abastecido internamente pelas indústrias, que ainda exportam produtos principalmente para países da América Latina, União Europeia e América do Norte, tornando o país um importante produtor mundial de papel. Informações da Indústria Brasileira de Árvores - IBÁ apresentam que o Brasil ocupa a nona posição em produção de papel e é o quarto maior produtor de celulose no mundo, segundo dados de 2013, gerando uma receita da ordem de US\$ 7,2 bilhões com exportações (IBÁ, 2014a).

A produtividade das florestas plantadas no setor tem progredido, segundo a associação, por uma série de fatores, como: clima e solo favoráveis, incentivo à pesquisa e desenvolvimento, setor privado organizado e mão-de-obra altamente qualificada. A genética, biotecnologia, matéria-prima de alta qualidade, planejamento socioambiental, manejo florestal e rotação de áreas plantadas são os

avanços tecnológicos que vem ocorrendo pelo setor, segundo a IBÁ (2014b).

2.2.2 Aspectos ambientais da indústria de papel e celulose

Apesar dos números indicarem um sistema produtivo crescente e robusto, esta atividade econômica utiliza grandes áreas cultivadas durante a fase de plantio; recursos ambientais e energéticos na etapa de produção; bem como um grande volume de resíduos gerados no momento em que os papéis são descartados pelos consumidores finais, entre outros aspectos ambientais inerentes ao processo produtivo.

A Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel (ABTCP) realiza *benchmarks* periódicos para avaliar o desempenho de unidades produtivas de papel e celulose no Brasil, avaliando indicadores como o consumo específico de água, volume específico de efluentes, geração de resíduos sólidos e consumo específico de energia elétrica (BACHMANN, 2009).

Entre 28 fábricas de papel analisadas, Bachmann (2009) apresenta um consumo médio de 28,6 m³ de água por tonelada de papel produzida. Para a fabricação de celulose, as indústrias avaliadas apresentaram o indicador médio de 40,5 m³ de água por tonelada seca ao ar (tsa) de celulose produzida.

Segundo dados da IBÁ (2014b), instituto que reúne 70 empresas e associações estaduais, 15,1 milhões de toneladas de celulose e 10,4 milhões de toneladas de papel foram produzidas em 2013. Estas informações permitem estimar, como exemplo da magnitude que alcançam os aspectos ambientais inerentes à esta atividade, que foram consumidos 908,99 milhões de metros cúbicos de água em 2013, apenas no processo produtivo de papel e celulose do Brasil.

2.2.3 Processo Produtivo

A celulose, constituída e chamada de fibra, é um dos principais componentes das células vegetais. Sendo a principal matéria prima na fabricação do papel, existem diversos processos necessários à sua utilização como insumo da indústria. A obtenção da pasta celulósica consiste na separação da celulose dentre os demais constituintes do organismo vegetal. Muitos são os métodos utilizados para realizar esta separação, cada um com suas particularidades e justificativas de utilização, podendo citar: processo mecânico (PM); processo termomecânico (PTM); processo semi-químico; processo químico –

kraft; processo químico – sulfito; processo químico sulfato. A continuação deste processo é conhecida como branqueamento, cujos produtos normalmente necessários são o cloro e seus compostos, e soda cáustica. (PIOTTO, 2003).

Em sua tese de doutorado, Piotto (2003) completa que diferentes processos são realizados para a fabricação do papel, de acordo com a finalidade, qualidade e tipos pretendidos. Os papéis seguem diferentes classificações, como os de impressão, escrever, embalagem, fins sanitários, cartões, cartolinas e especiais. Além da celulose, são utilizadas na fabricação do papel uma gama de matérias-primas não fibrosas, chamadas cargas, agentes de colagem (ácida ou alcalina), amido, corantes e pigmentos. A fase de preparação da massa envolve alguns subprocessos, chamados de desagregação da celulose, refinação, preparação da receita, e depuração. Já os processos que envolvem a etapa da máquina de papel são: caixa de entrada, mesa plana, prensas, secador, calandra e enroladeira.

Quando incluídos nas fronteiras do sistema, todos os aspectos e possíveis impactos ambientais destes processos devem ser levados em conta na realização de uma avaliação do ciclo de vida envolvendo a produção de papel.

2.2.4 Pós-Uso do Papel na Indústria

No Brasil, a taxa média de recuperação de papéis recicláveis no ano de 2012 foi de 45,7%, sendo calculado como o volume de aparas recuperadas no país dividido pelo consumo aparente de papel (IBÁ, 2014b). Enquanto a reciclagem dos RSU ainda apresenta baixos valores, 73% do volume total de papel ondulado consumido no Brasil em 2012 foi recuperado (CEMPRE, 2015).

Segundo dados da Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos (ABETRE), no ano de 2013 existiam 23 incineradores industriais em operação no Brasil, sendo que 48% delas localizavam-se na região sudeste do país. O número de cimenteiras licenciadas para coprocessamento era de 35 unidades, em 2011 (ABETRE, 2013). Contudo, no que tange ao assunto desta pesquisa, não há dados que apresentem a porção de resíduos de papel e celulose utilizada como combustível neste tipo de tratamento.

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), por meio da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD (2010), divulgou a estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil. Das 183.481,5 toneladas diárias coletadas no ano de

2008, 23.997,4 toneladas diziam respeito a papel, papelão e embalagens tipo longa vida, representando estes uma composição aproximada de 13,1% no total de resíduos coletados.

2.2.5 ACV na Indústria de Papel de Celulose

Esta seção discorre sobre trabalhos apresentados por artigos científicos relacionados à ACV na indústria de papel e celulose buscando concentrar-se na temática da presente pesquisa, ou seja, atentando para as formas com que o fim-de-vida na cadeia produtiva na indústria do papel foi abordado.

Neste sentido, Laurijssen *et al.* (2010) estimaram os impactos da energia utilizada e da emissão de gases do efeito estufa de diferentes cadeias de produção de papel com fibras primárias, secundárias (recicladas) ou por meio de combinações de fibras. Segundo os autores, o papel reciclado, quando utilizado como matéria-prima, requer menor uso de energia (22 GJ / t); e emissões de CO₂ (-1100 kg CO₂ / t) quando a biomassa evitada na produção do papel é utilizada na geração de bioenergia. Apesar do estudo encontrar bastante variação no uso de energia durante o ciclo de vida das diferentes classes de papéis, em todas elas a demanda energética é reduzida quando aumentam as taxas de reciclagem ou recuperação de fibras.

Por meio de uma revisão de literatura acerca de artigos que apresentam ACV de resíduos de papel e papelão, Vilanueva *et al.* (2007) afirmam que as variações nos resultados de uma ACV podem ocorrer devido à questões metodológicas (como a definição das fronteiras do sistema) ou em razão das características ou restrições geográficas da região coberta pelo estudo. Entretanto, os autores concluem que a grande maioria dos cenários revisados no estudo apresenta a reciclagem de papel como uma melhor opção em relação ao aterramento ou incineração, em grande parte das categorias de impacto ambiental estudadas.

Lopes *et al.* (2003) avaliaram o ciclo de vida do papel de impressão em Portugal, para comparar os impactos ambientais na utilização de dois tipos de combustíveis (óleo pesado e gás natural) nos processos de produção de papel e celulose. Os resultados encontrados pelos autores indicam que a substituição do óleo para o gás natural seria ambientalmente mais eficiente. Cabe ressaltar, no que tange às alternativas de fim-de-vida pesquisadas pelos autores para atingir os objetivos do estudo, que as características portuguesas na época do

estudo eram reciclagem (11%), aterramento (84%) e compostagem (5%).

Hong e Li (2012) conduziram uma ACV para estimar os impactos ambientais da produção de papel de impressão totalmente composto por papel reciclado, na China, e compararam com o papel produzido a partir da celulose de madeira virgem. Apesar da fronteira do sistema neste estudo envolver a abordagem berço-ao-portão, interessantes resultados puderam ser encontrados. Os autores recomendam que para reduzir a carga ambiental global nos sistemas pesquisados, é necessário otimizar a eficiência elétrica, consumo de água e produtos químicos, reduzir a distância do transporte entre o fornecimento da matéria-prima (resíduo de papel ou celulose de madeira) e a produção, e ainda, alterar o tratamento dos resíduos sólidos que são destinados a aterros sanitários para incineração. No último caso, quando alterado o fim-de-vida dos resíduos sólidos para incineração, aproximadamente 15% e 28,4% dos resultados quanto ao aquecimento global são reduzidos nos cenários de celulose de madeira e papel reciclado, respectivamente.

Wang *et al.* (2012) usaram ACV para avaliar o perfil ambiental e a emissão de gases do efeito estufa para três diferentes destinações de resíduos de papel: produção de bioetanol, reciclagem, e incineração com recuperação de energia. Diversos cenários incluindo diferentes tecnologias e tipos de papel foram considerados indicando que, em geral, a incineração, quando usada tecnologia de alto nível, torna-se a opção preferível para gerenciar resíduos de papel. Contudo, a produção de bioetanol pode oferecer perfis favoráveis em comparação à reciclagem e à incineração, em alguns dos cenários pesquisados.

Dias *et al.* (2007) avaliaram o ciclo de vida do papel de escrita e impressão produzido em Portugal, que representa cerca de 60% de todo o papel produzido no país. O objetivo foi avaliar os potenciais impactos ambientais do papel produzido em Portugal e consumido na Alemanha, para identificar os processos com os maiores impactos, bem como avaliar a diferença nos resultados quando alterados os mercados consumidores, entre Portugal e Alemanha. Analisando os resultados referentes ao final do ciclo de vida, os impactos na fase de consumo do papel foram menores em Portugal do que na Alemanha, devido a menores distâncias necessárias para distribuição dos produtos. Contudo, na etapa de disposição final, os impactos no cenário relativo à Portugal foram preponderantes, devido às diferentes características de gerenciamento de resíduos encontradas entre os dois países: aterramento

imperava em Portugal (53%), enquanto reciclagem predomina na Alemanha (75%).

Por meio de estímulos no desenvolvimento de programas de coleta seletiva e esforços da cadeia produtiva, implementou-se, entre os anos de 2000 e 2004, o aumento de 2% para 22% da taxa de reciclagem de embalagens tipo longa vida de leite no Brasil. Mourad et al. (2008) avaliaram, sob a perspectiva da ACV, as consequências ambientais dessa nova prática e concluíram que o aumento da taxa de reciclagem apresentou benefícios ambientais relacionados ao consumo de energia e recursos naturais, à poluição atmosférica e à maioria das emissões aquáticas. Estes resultados evidenciam a importância dos aspectos de fim-de-vida de um produto, como a embalagem tipo longa vida, para o desempenho ambiental de sua cadeia de produção como um todo.

2.2.6 A expansão do sistema para evitar alocação

Em estudos realizados com base na metodologia de ACV, não raramente, o especialista responsável pela avaliação se depara com processos multifuncionais, ou seja, processos nos quais mais de um produto é fabricado paralelamente. Nestes casos, de acordo com a ISO 14040, é necessária a divisão dos encargos ambientais do processo entre os diferentes produtos (ABNT, 2009a). A norma recomenda que sempre que possível, os processos sejam subdivididos ou que seja aplicada a expansão do sistema, quando não for possível, procedimentos de alocação devem então ser aplicados para realizar a divisão dos impactos (ABNT, 2009a).

Contudo, cabe ressaltar que a expansão do sistema pode variar a unidade funcional de um estudo, incorrendo em alterações nas bases para a comparação entre diferentes sistemas de produtos. Um conceito considerado por alguns autores (EKVALL; FINNVEDEN, 2001; EKVALL; TILLMAN, 1997; TILLMAN *et al.*, 1994) como equivalente à expansão do sistema, porém com resultados distintos é o método de substituição (por meio da abordagem do impacto evitado). Este foi o procedimento adotado para considerar os impactos da reciclagem de resíduo por Dias *et al.* (2007) e para lidar com a recuperação de energia na produção de celulose por González-García *et al.* (2011). Embora ainda controverso entre a comunidade científica e especialistas em ACV, a solução de considerar produtos evitados pode ser encontrada em diversos estudos (CHEN *et al.*, 2010; GIUGLIANO *et al.*, 2011; EKVALL *et al.*, 2007; MERRILD *et al.*, 2008; SHEN *et al.*, 2010), para associar ganhos ambientais aos sistemas que acabam recuperando

materiais para o mercado. Na verdade, o relatório final de avaliação do ciclo de vida de cenários de gestão de resíduos de papel e embalagem em Victoria, Austrália, apresenta os pressupostos dos autores relativos aos produtos evitados. Neste estudo, Grant *et al.* (2001) considerou a produção de material virgem evitado, conforme pesquisas acima citadas, mas também os impactos de aterro sanitário evitado (para a fração de resíduos que seria desviada da opção por aterramento) no cálculo do balanço geral.

Rigamonti *et al.* (2009) estudando cenários de recuperação de resíduos em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos municipais assumiram que a fração reciclada de resíduos substituiria o equivalente à produção primária dos materiais reciclados, ou seja, materiais de embalagem secundários (produzidos a partir de aparas recicladas) foram considerados como substitutos da produção primária na mesma quantidade de material a partir de materiais virgens. Assim, não foi considerada a degradação do material durante a reciclagem, o que significa que a qualidade do material secundário seria inferior a do primário. Contudo, os autores destacam que as fibras de papel degradam-se durante o processo de reciclagem, portanto não podem ser reaproveitadas indefinidamente.

Outro exemplo de expansão do sistema para avaliar a reciclagem de papel foi o estudo de Merrild *et al.* (2008), que analisa uma seleção de tecnologias de recuperação de aparas de papel reciclado e produtos evitados, considerando configurações de diferentes níveis de performance ambiental. A forma utilizada pelos autores, reconhecida como alto desempenho ambiental, utilizaria praticamente todos os tipos de resíduos de papel para produzir *Coreboard*, e como produto evitado foi assumido a manufatura de papelão, a partir de polpa de sulfato.

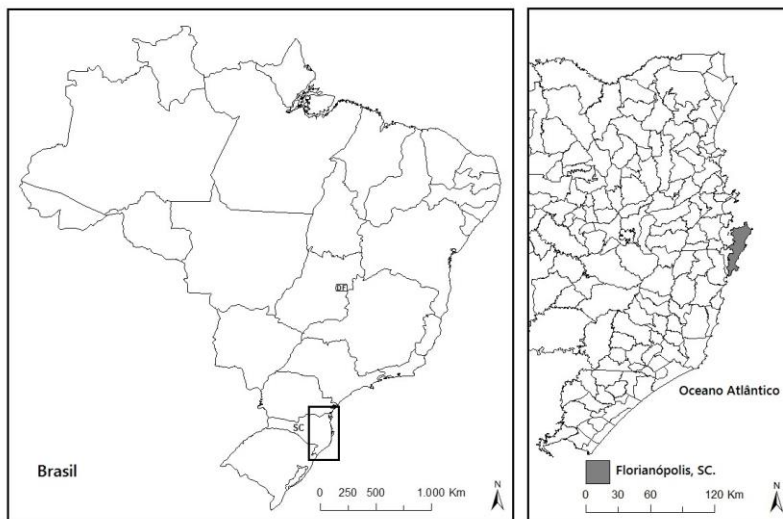
3 METODOLOGIA

As normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) apresentam os princípios e estruturam a forma com que devem ser conduzidos os estudos de ACV. Sendo assim, o desenvolvimento desta dissertação busca seguir a metodologia proposta pelas normas que referenciam este tema.

3.1 DEFINIÇÃO SISTEMA DE PRODUTO E UNIDADE FUNCIONAL

O sistema de produto escolhido para ser pesquisado considera os resíduos de papel descartados pelos consumidores, com base nas características encontradas no município de Florianópolis – SC, nos locais atendidos por coleta convencional e seletiva. A figura 04 apresenta a localização geográfica do estudo em elaboração destacando a ilha de Santa Catarina.

Figura 4 – Área de estudo.



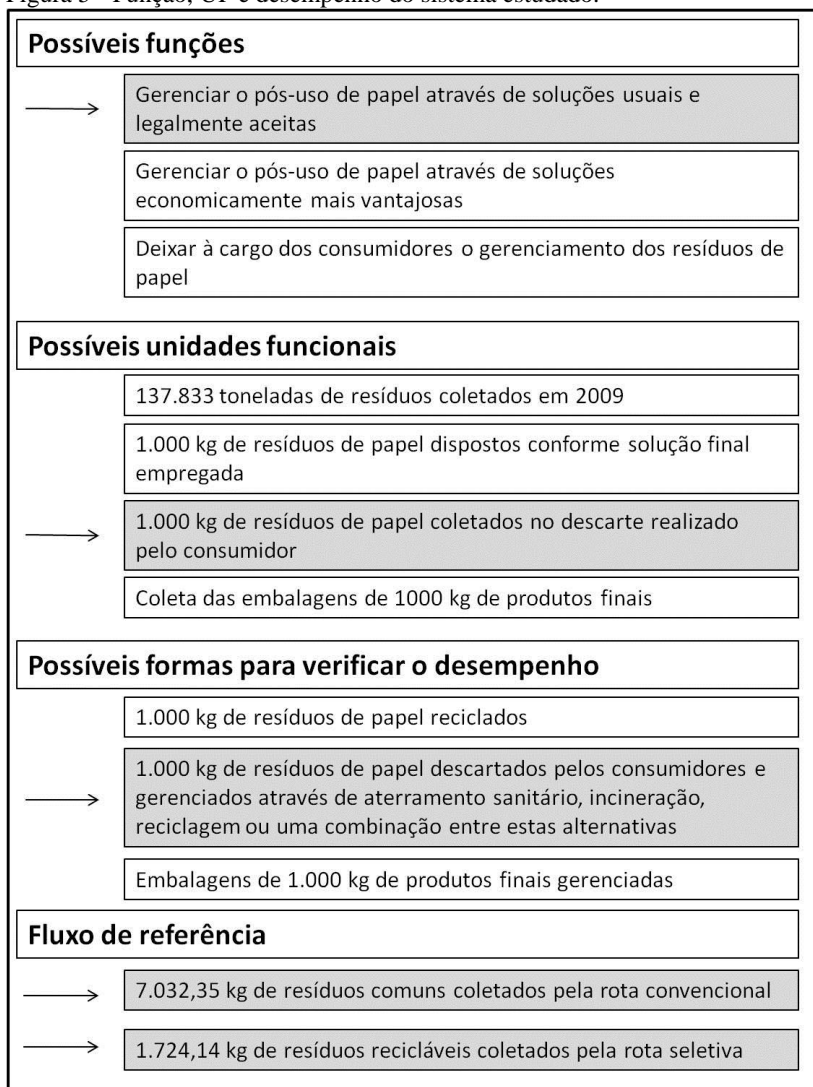
A figura 05 indica possíveis alternativas para a escolha da função, unidade funcional e verificação de desempenho do sistema de produto escolhido, destacadas as definições assumidas. São

apresentados ainda os fluxos de referência para as coletas convencional e seletiva de resíduos.

A função, sendo a característica de desempenho do produto, representa a finalidade selecionada para ser o objeto do estudo de ACV. A unidade funcional (UF) é definida em norma por meio do desempenho quantificado de um sistema de produto para atender a uma determinada função, e é utilizada como uma unidade de referência. O fluxo de referência é a quantidade do produto necessária para que seja exercida a função expressa pela unidade funcional (ABNT, 2009b; DA SILVA *et al.*, 2014). O gerenciamento de resíduos de papel se enquadra como um serviço a ser estudado e avaliado nesta pesquisa, sendo uma característica distinta, porém equivalente, da definição de "produto" frequentemente encontrada nas normas NBR ISO 14040 e 14044.

A função do sistema estudado foi definida como a de gerenciar a etapa de pós-uso, após o consumo do papel, por meio de soluções usuais e legalmente aceitas, enquanto que a unidade funcional escolhida foi o gerenciamento do fim-de-vida de 1.000 kg de resíduos de papel sem distinção, coletados após o descarte realizado pelo consumidor. No estudo do papel advindo da coleta convencional, o fluxo de referência é de 7.032,35 kg de resíduos comuns, enquanto que para o papel proveniente da coleta seletiva, o fluxo de referência passa a ser 1.724,14 kg de resíduos recicláveis, destacado em cinza na figura 05. Esta distinção ocorre devido às diferentes frações de papel existentes entre os resíduos comuns e recicláveis (14% e 58% respectivamente), obtidas em consulta ao Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) do município de Florianópolis (COMCAP, 2011).

Figura 5 - Função, UF e desempenho do sistema estudado.



3.2 FRONTEIRAS DO SISTEMA E ALOCAÇÃO

As fronteiras do sistema englobaram as etapas que correspondem ao fim-de-vida do papel, a partir do descarte do produto realizado pelo consumidor até a solução adotada para gerenciar sua destinação final. Desta maneira, as fases de distribuição (pré-consumo) e uso dos produtos estão fora da fronteira do sistema, da mesma forma que outros estudos existentes na área, como o de Manda *et al.* (2012), o qual considera que estas etapas seriam idênticas entre os cenários, não havendo influência no momento da comparação entre eles.

Deste modo, a fronteira do sistema compreende a coleta dos resíduos e sua destinação final, excluídas as demais etapas de aquisição de matéria-prima, fabricação e uso do papel. Quanto aos aspectos de tratamento, foram considerados os cenários de aterramento sanitário e reciclagem, conforme as características atuais de destino e recuperação de resíduos, bem como alternativas de incineração ou ampliação da reciclagem, conforme ilustram as figuras 06, 07, 08, e 09.

Como a intenção desta pesquisa foi de avaliar especificamente as alternativas de fim-de-vida do papel (e não os impactos da cadeia produtiva como um todo), foi adotada a abordagem *Cut-off*, em que as alternativas de fim-de-vida do papel são comparadas sem os impactos inerentes aos processos necessários à sua concepção, como a obtenção da matéria prima, produção da celulose, entre muitos outros.

Neste sentido, no caso da reciclagem, foram incluídos os benefícios dos produtos evitados com a recuperação do papel, considerando que a reciclagem evita que a mesma quantidade de matéria prima virgem seja produzida. Foi considerado ainda na fronteira do sistema o aterramento da parcela de papel reciclado, após o descarte realizado pelo consumidor, resultante do uso do segundo ciclo de vida do papel.

Contudo, durante a modelagem dos cenários de gerenciamento dos resíduos de papel (internos à fronteira) foi identificada a necessidade de utilizar procedimentos de alocação para a identificação dos potenciais impactos da fase de coleta e triagem dos resíduos. Isso porque, tanto no transporte inicial, como na separação da fração de papel reaproveitável, existem outros tipos de resíduos envolvidos, o que influencia os aspectos ambientais destas etapas. Assim, nos processos de coleta e triagem de resíduos, os diferentes fluxos foram alocados por massa, procedendo a partir da consideração físico-química mais aplicável no que tange à esta pesquisa, tal como

recomendado pela ABNT e SETAC (ABNT, 2009a; Chen *et al.*, 2010; Lundie *et al.*, 2007).

3.3 CENÁRIOS DE FIM-DE-VIDA E COLETA DOS DADOS

Esta dissertação utilizou dados primários, coletados diretamente ou a partir de dados próprios das instituições envolvidas no estudo, complementados por dados secundários, advindos de outras pesquisas, da literatura existente ou da base de dados do *ecoinvent*®. A sistematização das informações ocorreu a partir do *software SimaPro*®, versão 8.0.2 *classroom multi-user*, de licença disponibilizada pelo Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Neste sentido, os dados específicos para a modelagem de cada cenário encontram-se descritos nos próximos itens, que detalham cada alternativa.

Os cenários de pós-uso do papel foram modelados considerando quatro diferentes configurações de fim-de-vida: a situação atual em Florianópolis (86% de aterramento e 14% reciclagem) obtida a partir de COMCAP (2011), as supostas alternativas de 100% incineração e 100% reciclagem, e uma hipótese de 75% reciclagem e 25% aterramento, conforme taxa de reciclagem encontrada no padrão de gerenciamento de resíduos na Alemanha, segundo Dias *et al.* (2007).

A partir do consumo e descarte, os resíduos são coletados nas residências do município, de acordo com a coleta de resíduos sólidos domiciliares existente. Os resíduos são encaminhados primeiramente para uma Estação de Transbordo, na qual opera também uma Unidade de Triagem.

Foi considerado que o papel encontra-se uniformemente distribuído pelos consumidores do município, assumindo assim, que os roteiros de coleta recolhem a mesma fração de resíduos que totalizarão a UF. Desta forma, para encontrar o valor de toneladas-quilômetro (tkm) referente aos processos de coleta de resíduos convencional e seletiva, foi preciso encontrar a distância média dos roteiros de coleta existentes em Florianópolis, conforme tabela 01.

Tabela 1 – Exemplo do método assumido para o cálculo de tkm.

Roteiros	Distância de coleta (km)	Fração da UF (ton)	tkm
1	17	0,143	2,429
2	51	0,143	7,286
3	52	0,143	7,429
4	45	0,143	6,429
5	13	0,143	1,857
6	33	0,143	4,714
7	18	0,143	2,571
Soma	229	1,000	32,714
Média	32,71	0,143	4,673

Na tabela 01, contendo um exemplo hipotético para cálculo da medida de toneladas-quilômetro (tkm) entre roteiros com distâncias conhecidas e quantidades transportadas uniformes, os 1.000 kg da unidade funcional estão igualmente distribuídos pelos 07 roteiros de coleta. Pode-se observar que o valor de tkm real (somando os produtos das distâncias de roteiro e quantidades transportadas) é de 32,71 tkm. Este mesmo valor é encontrado multiplicando a distância média entre os roteiros de coleta e o valor da unidade funcional (32,71 km x 1,00 tonelada).

Uma síntese dos dados utilizados no desenvolvimento desta pesquisa, fontes e métodos de coleta podem ser observados na tabela 02. Foram consideradas fontes primárias os dados utilizados de gerenciamento dos RSU específicos do município de Florianópolis, mesmo não tendo sido coletados diretamente pelo mestrando (por exemplo, relatórios técnicos da COMCAP). Dados secundários encontrados na literatura e base de dadosecoinvent® complementaram as análises.

Tabela 2 - Coleta de dados.

Dados e processos	Fontes de dados	Método de coleta	Sistematização dos dados no <i>Simapro</i> ®
Distâncias, rotas e operações de coleta	Primária	Entrevistas; consulta à relatórios técnicos	SPIELMANN et al. (2007)
Quantidade de resíduos, informações do aterro	Primária	Entrevistas; consulta à literatura e relatórios técnicos	-
Quantidade aterrada, composição dos resíduos comuns	Primária	Consulta a relatórios técnicos	DOKA (2009)
Processos de aterramento	Secundária	Consulta à base de dados ecoinvent®	DOKA (2009)
Quantidade reciclada, composição dos resíduos recicláveis	Primária	Consulta a relatórios técnicos	HISCHIER (2007)
Operação de triagem dos resíduos	Primária	Entrevistas; consulta à literatura e relatórios técnicos	Estudos diversos das bases de dados
Processos de produção de celulose, papel e reciclagem	Secundária	Consulta à base de dados ecoinvent®	HISCHIER (2007)
Unidades incineradoras no Brasil	Primária	Consulta à literatura	-
Processos de incineração	Secundária	Consulta à base de dados ecoinvent®	DOKA (2009)

3.3.1 Cenário de 86% Aterramento e 14% Reciclagem

O cenário da situação atual modelado com as características de fim-de-vida dos RSU de Florianópolis foi definido levando em conta dados do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, que considera os resíduos gerenciados pela COMCAP no município (COMCAP, 2011). Segundo o documento, no ano de 2009 foram coletadas 137.833 toneladas de resíduos convencionais e 5.298 toneladas de resíduos de maneira seletiva. Considerando que na coleta convencional 14,22% dizem respeito aos resíduos de papel, e na seletiva essa fração é de 58%, definem-se, naquele ano, 19.600 toneladas de resíduos de papel destinados ao aterro sanitário (86%), e 3.072 toneladas sendo destinadas à reciclagem (14%). Esta última fração de 14%, assumida para compor o cenário, diz respeito aos resíduos de papel recuperados pela coleta seletiva realizada pela COMCAP. Porém, cabe ressaltar que a taxa real de recuperação e reciclagem de papel no município pode ser maior se considerarmos a coleta informal de materiais recicláveis, efetuada pelos

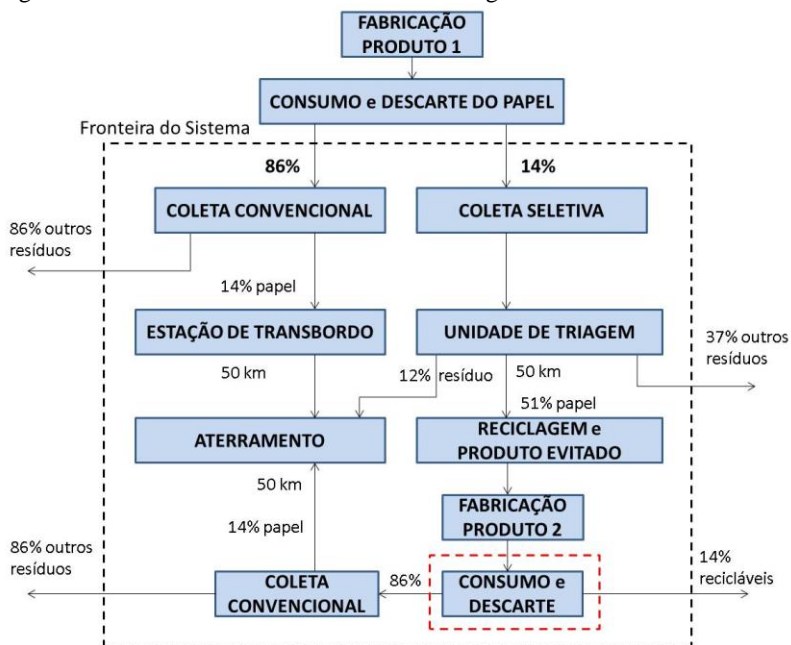
catadores em Florianópolis, bem como os resíduos de papel encaminhados diretamente pelos grandes geradores para a indústria de recuperação.

Não existe atualmente em Florianópolis o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos por meio de incineração. Esta situação serviu como referência na comparação com os outros cenários.

Os resíduos com destino ao aterramento são coletados nos domicílios de Florianópolis e encaminhados para a Estação de Transbordo, localizada no bairro do Itacorubi, os quais são transferidos do caminhão coletor para uma carreta de capacidade superior. Estas carretas com maior capacidade de carga realizam o transporte final do resíduo ao aterro sanitário no município de Biguaçu, diretamente na célula a ser ocupada (COMCAP, 2011). Este é o destino de todos os resíduos gerenciados por meio da coleta convencional. A distância modelada entre a Estação de Transbordo do bairro Itacorubi e o aterro sanitário no município de Biguaçu foi de 50 km.

Dados referentes às coletas de resíduos convencional e seletiva realizadas pela COMCAP, como as características dos roteiros e da frota, foram obtidos a partir do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) do município de Florianópolis (COMCAP, 2011).

Figura 6 - Cenário de aterramento 86% e reciclagem 14%.



Os impactos inerentes ao processo de aterramento dos resíduos foram estimados a partir da base de dados do *ecoinvent*® (DOKA, 2009), conforme projetos já desenvolvidos e disponíveis para consulta. As características do processo de aterramento sanitário consultado na base de dados consideram as emissões atmosféricas do efluente e da combustão do gás gerado no aterro sanitário. São observados os impactos da estação de tratamento de efluentes (incluindo o tratamento do lodo por meio de incinerador municipal); e emissões a longo prazo do aterro sanitário para as águas subterrâneas (que considera uma possível falha futura da manta de revestimento). O cenário pode ser visualizado no fluxograma apresentado na figura 06.

Já os resíduos destinados à reciclagem são recolhidos por caminhões da COMCAP por coleta seletiva e encaminhados à Estação de Transbordo do bairro Itacorubi, na qual existe um centro de triagem.

Os processos empregados na separação da fração reciclável de papel e na preparação para encaminhá-lo ao destino de reciclagem foram coletados por meio de contato com funcionários da COMCAP, relatórios técnicos (COMCAP, 2011), e estudos de Botamelli (2014), que avaliou o processo produtivo de uma associação de catadores de

materiais recicláveis no município de Florianópolis, e Glean (2011), que emitiu relatório e análises sobre o *layout* desta mesma associação.

Foi assumido, para os 14% de resíduos recicláveis deste cenário, que o papel segue de caminhão carreta de grande porte, com 30 toneladas de carga máxima movido à óleo diesel, por uma distância de 50 km para a região metropolitana de Florianópolis, em que é reintroduzido como insumo nos processos produtivos de outra empresa. Contudo, antes de seu reaproveitamento, as aparas passam por processos de beneficiamento e produção da polpa de papel reciclável. Esta transformação acontece, hipoteticamente, na mesma empresa que posteriormente utiliza a polpa de papel reciclado em seus processos para a fabricação de novos tipos de papel. Tanto o beneficiamento das aparas, como a reciclagem do papel foram modelados a partir de dados disponíveis na base do *ecoinvent*® (HISCHIER, 2007). Os processos de reciclagem consultados consideram a remoção de tinta das aparas de papel, produção de papel reciclado (com 85% de eficiência em relação à quantidade de matéria-prima recuperada), tratamento dos efluentes gerados no processo e transporte dos materiais para a fábrica de papel. Com a manufatura do papel reciclado são ainda computados os benefícios de evitar a mesma quantidade de matéria-prima virgem a ser produzida.

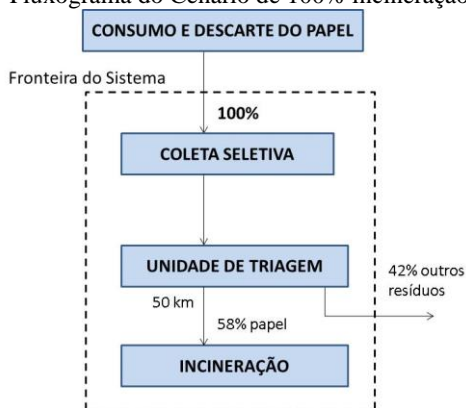
3.3.2 Cenário de 100% Incineração

A segunda forma de tratamento e disposição final para o fim de vida dos resíduos de papel estudada nesta dissertação foi a Incineração, alternativa inexistente no estado de Santa Catarina. Após a realização da coleta seletiva centralizada ao bairro do Itacorubi, separação e preparação do resíduo no Centro de Triagem existente no local, 100% dos resíduos de papel seguiriam hipoteticamente para uma usina de incineração fictícia, localizada na região metropolitana de Florianópolis, por meio de caminhão carreta de grande porte, com 30 toneladas de carga máxima movido a óleo diesel, conforme ilustra a figura 07. A hipótese de inclusão da etapa de triagem neste cenário ocorreu com a intenção de equiparar a comparação do processo de incineração com o de reciclagem (pois já existe triagem na alternativa de reciclagem), além de evitar a necessidade de alocação caso tivesse sido modelada a incineração de diferentes materiais além dos resíduos de papel.

Os impactos relacionados à incineração dos resíduos foram modelados a partir da base de dados do *ecoinvent*® (DOKA, 2009),

conforme outros projetos já desenvolvidos e disponíveis para consulta. As características dos processos de incineração consultados consideram as emissões atmosféricas e aquáticas provenientes da incineração; o consumo de material auxiliar para a limpeza das tubulações de chaminés; emissões para os cursos d'água superficiais e subterrâneas resíduos da incineração enviados para aterramento (cinzas e lodo do lavador); demanda de energia consumida na planta de incineração

Figura 7 - Fluxograma do Cenário de 100% incineração.



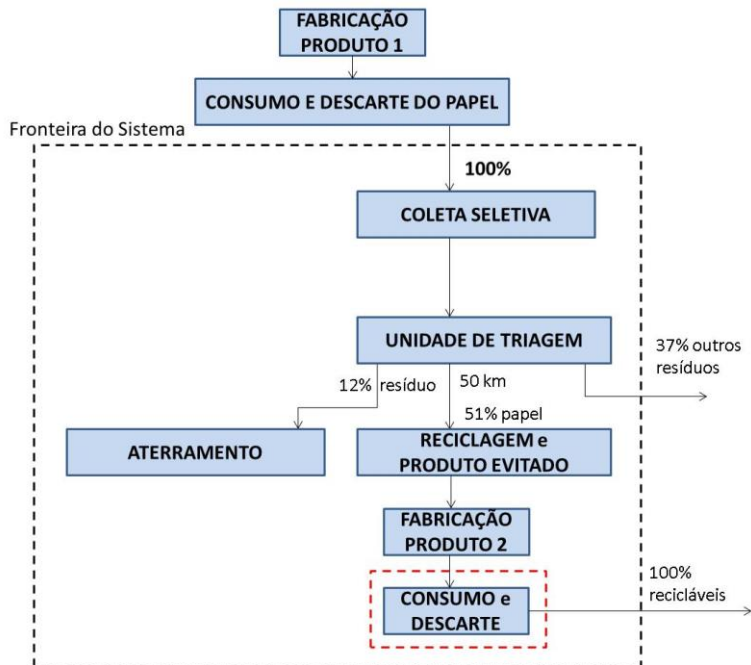
Com o intuito de testar a influência do transporte neste cenário, bem como fornecer ao estudo uma alternativa mais próxima à realidade, foi também considerado que a incineração do papel pudesse ocorrer em Curitiba – PR, local de operação da Incineradora licenciada mais próxima atualmente. Assim, uma maior distância seria percorrida pelos resíduos, permitindo avaliar se a etapa de transporte do papel afetaria o desempenho ambiental deste cenário.

3.3.3 Cenário de 100% Reciclagem

A mesma lógica referente à fração de resíduos coletada seletivamente e destinada à triagem para posterior reciclagem, comentada no item 3.3.1 foi usada nesta fase. Contudo, ao invés da modelagem ocorrer considerando que apenas 14% dos resíduos de papel gerados em Florianópolis fossem efetivamente reciclados, neste cenário foi modelada a hipótese de que 100% dos resíduos de papel seriam reaproveitados (figura 08).

Conforme realizado no cenário de 100% Incineração, visando examinar se a distância percorrida pelo papel influenciaria o desempenho ambiental do cenário de 100% Reciclagem, foi ainda considerado que as aparas de papel obtidas na triagem fossem beneficiadas no município de São Paulo, percorrendo assim uma distância de 700 km.

Figura 8 - Fluxograma do Cenário de 100% reciclagem.

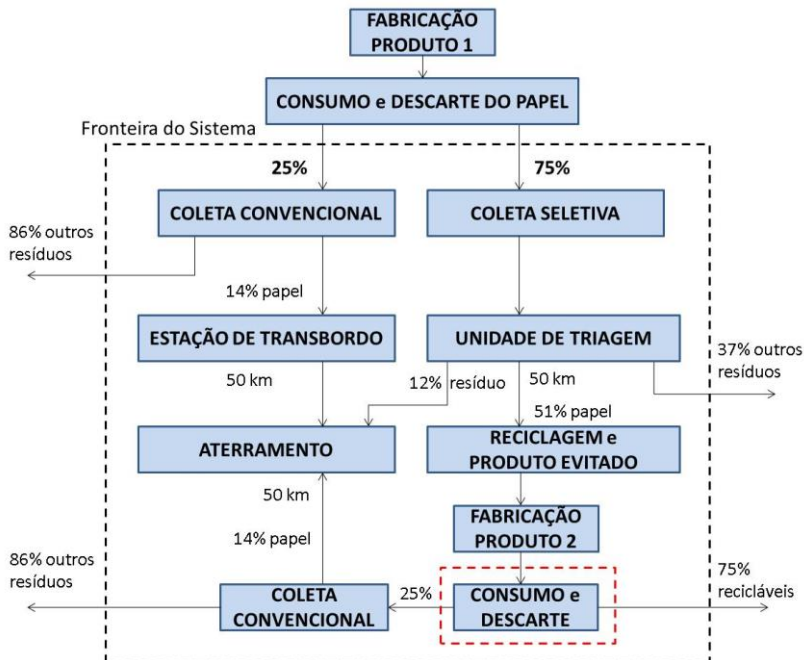


3.3.4 Cenário de 75% Reciclagem e 25% Aterramento

O quarto cenário modelado estimou os aspectos ambientais relacionados ao fim-de-vida do papel consumido no Brasil, considerando a taxa de reciclagem de um país desenvolvido. O país escolhido para a pesquisa foi a Alemanha e as características lá existentes no gerenciamento de resíduos sólidos (Dias *et al.*, 2007) são consideravelmente distintas daquelas encontradas aqui no Brasil. Esta diferença fez com que os potenciais impactos encontrados, quando avaliado o consumo e destinação final do papel conforme a taxa de reciclagem encontrada na Alemanha, possibilitassem comparações com os resultados do cenário atual modelado conforme a configuração de

fim-de-vida encontrada para Florianópolis. Esta estimativa permite analisar qual seria a vantagem ambiental caso fosse ampliada a taxa de reciclagem a partir de um valor factível, visto a experiência Alemã. A figura 09 apresenta de forma simplificada o fluxograma de fim-de-vida deste cenário.

Figura 9 - Cenário de 75% reciclagem e 25% aterramento.



Neste sentido, a taxa de reciclagem do papel na Alemanha foi obtida no artigo de Dias *et al.* (2007) que, por sua vez, consultaram o Instituto de Energia e Pesquisa Ambiental da Alemanha (*Institut für Energieund Umweltforschung Heidelberg GmbH - IFEU*). O padrão de gerenciamento do fim-de-vida do papel encontrado nesse país compreende 17% para aterramento sanitário, 08% para incineração, e 75% para reciclagem. Como não há incineração disponível na região de Florianópolis, foi modelado neste cenário os 75% de reciclagem do papel observado na Alemanha e 25% de destinação para o aterro sanitário.

3.4 AVALIAÇÃO DE IMPACTO

Para analisar os impactos ambientais dos cenários neste estudo foi adotado o método ReCiPe (*midpoint*), indo ao encontro de pesquisas anteriores realizadas pelo CICLOG acerca da cadeia produtiva do papel e celulose, possibilitando assim, possíveis comparações e complementações. Ademais, o ReCiPe é um método recente, desenvolvido por pesquisadores de institutos renomados na área de avaliação do ciclo de vida, sendo eles o PRé Consultants (Amersfoort, Holanda) CML (Universidade de Leiden, Holanda) RUN (Radboud University Nijmegen, Holanda) e RIVM, (Bilthoven, Holanda). Para efeitos práticos de comparação com outros produtos, o nível utilizado foi o de indicadores “*midpoint*”, por meio da perspectiva hierarquistica (H) que é o modelo de consenso considerado como padrão entre estudos científicos.

Por ser frequentemente utilizada em estudos de ACV de produtos industrializados, facilitando a comparação futura de resultados, adicionou-se à análise a categoria de impacto “demanda acumulada de energia”, conforme método CED versão 1.08 da Pré Consultants, Holanda.

Portanto, as categorias de impacto selecionadas para avaliação foram: mudanças climáticas; depleção da camada de ozônio; acidificação terrestre; eutrofização de água doce; eutrofização marinha; toxicidade humana; formação de oxidantes fotoquímicos; formação de material particulado; ecotoxicidade terrestre, em água doce e marinha; radiação ionizante; ocupação de solo agrícola; ocupação de solo urbano; transformação de solo natural; esgotamento de água; esgotamento de metal; esgotamento de combustíveis fósseis; e demanda acumulada de energia.

3.5 INTERPRETAÇÃO

Esta pesquisa foi interpretada visando a comparação do desempenho ambiental dos cenários de fim-de-vida do papel estudados, a julgar pelos diferentes aspectos que se apresentam nas alternativas de descarte ou recuperação dos resíduos de papel.

Os resultados foram primeiramente apresentados e analisados a partir das 19 categorias de impacto comentadas no item anterior, fornecendo assim uma ampla visão do desempenho ambiental de cada cenário. Contudo, dentro das categorias de impacto selecionadas para avaliação, maior ênfase foi dada, num segundo momento, aos valores

encontrados para mudanças climáticas (em quilogramas de CO₂ equivalente), eutrofização de água doce (em quilogramas de P equivalente), ocupação de solo (em m².ano, obtido somando as categorias de ocupação de solo agrícola e urbano) e demanda acumulada de energia (em MJ).

A categoria de mudanças climáticas foi escolhida devido à sua aceitação e interesse global. A indústria de papel exerce uma influência considerável para os resultados da categoria de ocupação de solo e eutrofização de água doce, o que justificou suas escolhas. A categoria de demanda acumulada de energia foi considerada importante, principalmente porque cenários de fim-de-vida podem variar significativamente a demanda em energia dependendo do processo envolvido (reciclagem, incineração ou aterramento).

Para facilitar a interpretação quando da comparação entre os cenários, os resultados foram também apresentados em gráficos normalizados. Nesta abordagem, o cenário de gerenciamento de resíduos cujo impacto representa o maior valor recebeu 100% da participação relativa dentro de cada categoria de impacto analisada, enquanto que os demais cenários apresentaram valores proporcionalmente menores, entre 0 e 100.

3.6 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

3.6.1 Sensibilidade na definição de cenários alternativos

Na definição dos cenários alternativos partiu-se do pressuposto que tanto a incineradora quanto a recicladora estão localizados no município de Florianópolis (havendo um transporte modelado de 50 km para ambos os casos), o que não reflete a realidade. Com o intuito de verificar a influência deste pressuposto na construção dos cenários de destinação final alternativos, foi conduzida uma análise de sensibilidade no transporte dos resíduos até a unidade incineradora mais próxima de Florianópolis, e um centro industrial importante no Brasil, para o caso da recuperação dos resíduos do papel. Esta variação demonstra um cenário mais factível à realidade do município, além de verificar a distância na qual seria vantajoso, sob a perspectiva ambiental, reciclar ou incinerar os resíduos de papel em comparação ao cenário de aterramento.

Para a incineração do papel definiu-se o transporte do papel triado até Curitiba – PR, local de operação da Incineradora licenciada mais próxima atualmente, distante 311 km da ilha de Santa Catarina.

Assim, uma maior distância seria percorrida pelos resíduos, permitindo avaliar se a etapa de transporte do papel afetaria o desempenho ambiental deste cenário.

Para o cenário de 100% Reciclagem foi considerado que as aparas de papel obtidas na triagem fossem beneficiadas no município de São Paulo, percorrendo assim uma distância de 700 km.

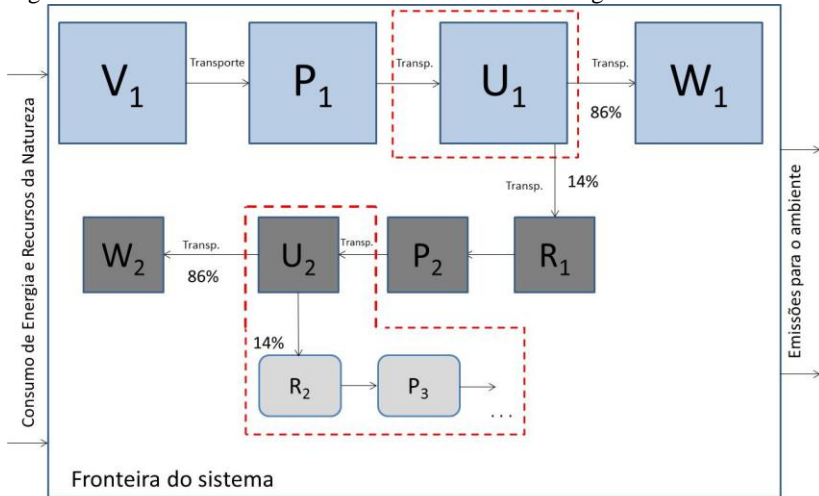
3.6.2 Sensibilidade na atribuição de impactos

Em estudos de ACV, principalmente em situações em que ocorre a reciclagem em ciclo aberto, diferentes abordagens e premissas são levadas em conta quanto a como considerar os impactos dos resíduos que posteriormente se transformarão em matéria-prima para outro sistema de produto. As divergências ocorrem pelo fato de alguns considerarem mais justo que os resíduos sejam considerados como impacto zero, pois o sistema de produto que reciclará este resíduo estará fazendo um benefício à sociedade; enquanto, outros defendem que a partir do momento que o resíduo se transforma em uma matéria-prima, e desta maneira com valor econômico, este coproduto deve carregar parte dos encargos ambientais da cadeia produtiva anterior (ou seja, a que gerou o resíduo).

Diante desta incerteza gerada pela escolha da abordagem de alocação foi conduzida uma análise de sensibilidade para a etapa de coleta dos resíduos, considerando a abordagem de *cut-off* e 50/50. Sendo assim, estes métodos foram adaptados ao cenário de 86% aterramento e 14% reciclagem, para verificar a influência nos resultados.

As influências que os métodos *cut-off* e 50/50 tem nas atribuições de impacto no sistema serão demonstradas pelos resultados desta etapa da Dissertação tendo como base o esquema da figura 10, cujas variáveis encontram-se descritas na tabela 3.

Figura 10 - Processos em um sistema com 14% de reciclagem.



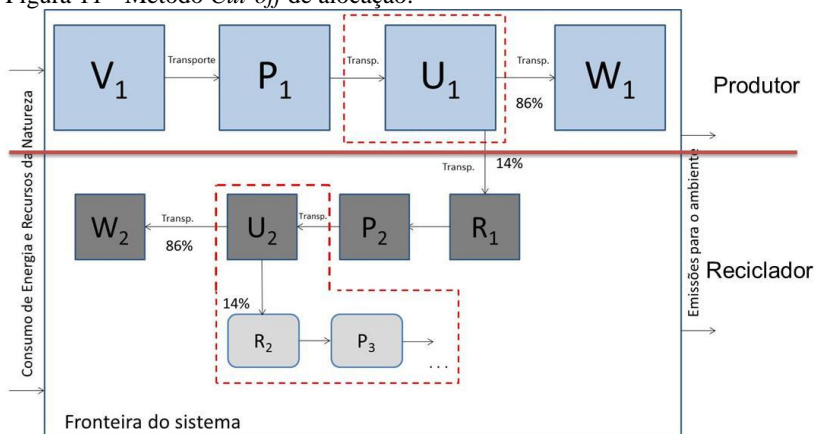
Para o cálculo dos três métodos de alocação, as fases de uso (U1 e U2) bem como o terceiro ciclo do produto (a partir da segunda reciclagem – R2) ficam fora da fronteira do sistema.

Desta maneira, sob a ótica do método *cut-off* adaptado ao cenário estudado (figura 11), pode-se calcular os impactos (L) dos produtos 1 e 2 conforme as equações:

$$L_1 = V_1 + P_1 + W_1$$

$$L_2 = R_1 + P_2 + W_2$$

Utilizando a abordagem *cut-off* no caso de um sistema de produção e reciclagem de papel, todos os impactos da fabricação do papel ficam atribuídos aos processos de produção do papel virgem. Ou seja, os resíduos iniciam a fase de fim-de-vida do sistema de reciclagem subsequente sem os impactos inerentes à produção do papel.

Figura 11 - Método *Cut-off* de alocação.

Este modelo apresenta um fluxograma simplificado exemplificando a abordagem. Para uma indústria que fabrica embalagens de alimento a partir de fibra de papel virgem, não há impactos (e nem benefícios) computados com a reciclagem ao final de vida do seu produto, pois tanto os consumos quanto os impactos evitados com a recuperação e reciclagem do papel ficam atribuídos ao novo sistema de produto. Por outro lado, considerando as características de gerenciamento de resíduos sólidos do exemplo ilustrado, 86% dos papéis produzidos tem como destino o aterro sanitário. Portanto, os impactos da coleta convencional e aterramento de 86% da produção desta indústria seriam computados ao ciclo de vida do primeiro sistema de produto.

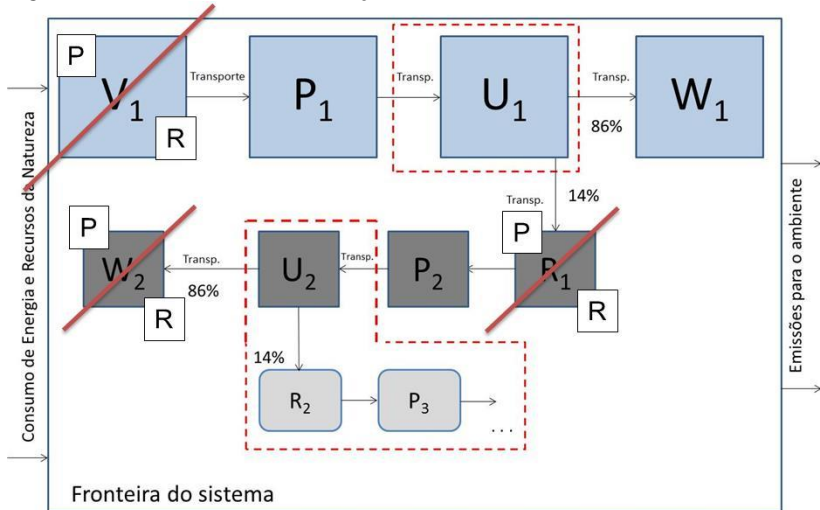
Os impactos (e benefícios) da coleta seletiva, triagem e transformação em polpa reciclada dos outros 14% de resíduos seriam computados ao novo ciclo de vida que estes materiais recuperados iriam iniciar, por isso estão destacados em vermelho para indicar que não fazem parte da fronteira do sistema exemplificado. A alocação acontece aplicando o *cut-off* (ou o corte) no sistema da fração de resíduos reciclada após o uso do papel.

Já os resultados dos impactos para os produtos 1 e 2 aplicando o método 50/50 (figura 12), adaptado ao cenário estudado, foram calculados da seguinte maneira:

$$L_1 = (V_1 + W_2)/2 + R_1/2 + P_1 + W_1$$

$$L_2 = (V_1 + W_2)/2 + R_1/2 + P_2$$

Figura 12 - Método 50/50 de alocação.

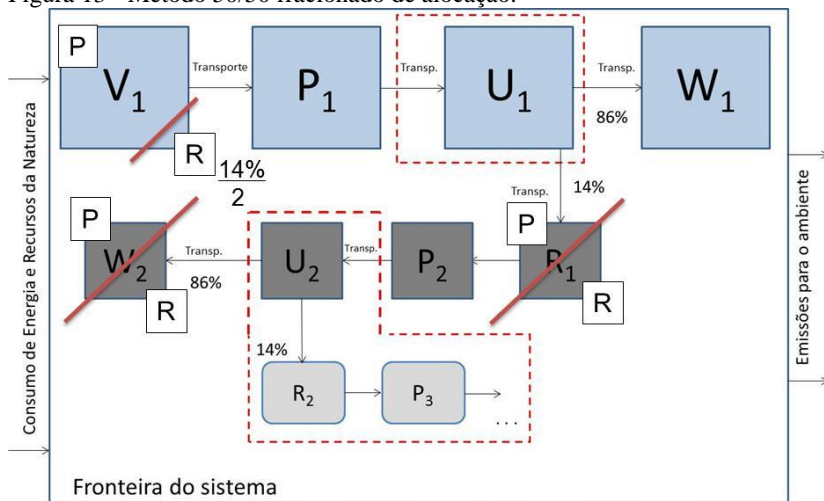


Contudo, esta abordagem do método 50/50 foi idealizada para um sistema onde 100% dos materiais do produto 1 são reciclados para o produto 2, o que não ocorre em nosso cenário. Apenas 14% dos produtos manufacturados no primeiro sistema seguem para a reciclagem no produto 2. Desta maneira, não nos parece justo compartilhar em frações iguais entre os sistemas de produto 1 e 2 100% dos impactos de V₁. Sendo assim, o método 50/50 foi calculado de forma fracionada (figura 13), com a intenção de alocar em partes iguais apenas as parcelas compartilhadas entre os sistemas de produtos. As equações são representadas da seguinte forma:

$$L_1 = (V_1 * 86\%) + ((V_1 * 14\%) + W_2 + R_1) / 2 + P_1 + W_1$$

$$L_2 = ((V_1 * 14\%) + W_2 + R_1) / 2 + P_2$$

Figura 13 - Método 50/50 fracionado de alocação.



É possível notar que as variáveis destacadas em negrito nas fórmulas foram adaptações dos métodos para tornarem-se aplicáveis ao sistema proposto, incluindo a carga de produção de cada produto (P_1 e P_2) e o descarte W_1 que ocorre no sistema de produto 1.

As variáveis utilizadas para os cálculos, bem como os processos e fonte de aquisição dos dados podem ser conferidos na tabela 03.

Tabela 3 - Variáveis para os cálculos, processos e fonte de dados.

Variável	Etapa	Processo	Fonte
V_1	Matéria-prima virgem (produto 1)	<i>Sulfate pulp</i>	Base de dados <i>ecoinvent</i> ®
P_1	Manufatura do papel (produto 1)	<i>Kraft paper, bleached</i>	Base de dados <i>ecoinvent</i> ®
W_1	Aterramento produto 1	Papel aterrado Florianópolis	Cenários desta pesquisa
R_1	Reciclagem produto 1	(a)	Cenários desta pesquisa e base <i>ecoinvent</i> ®
P_2	Manufatura do papel reciclado (produto 2)	<i>Paper, recycling, no deinking</i>	Base de dados <i>ecoinvent</i> ®
W_2	Aterramento produto 2	Papel aterrado Florianópolis	Cenários desta pesquisa

(a) A Reciclagem do produto 1 compreende os processos de coleta seletiva e triagem de resíduos (modelados nesta pesquisa), transporte, preparação da polpa reciclada e remoção

de tinta (*deinking*, *ecoinvent*®) e benefícios de produto evitado (*sulphate pulp average*, *ecoinvent*®).

3.7 REQUISITOS DOS DADOS

O presente estudo seguiu alguns requisitos quanto às características e qualidade dos dados utilizados, a citar:

- Cobertura Temporal: inferior a 05 anos para dados primários e 10 anos para dados secundários;
- Cobertura Geográfica: dados primários locais e dados secundários sendo preferencialmente do Brasil, com exceção dos casos em que foram utilizados os dados da base *ecoinvent*®, cuja maioria das informações contidas é de ordem internacional;
- Cobertura Tecnológica: processos tecnológicos adequados à realidade da região de estudo;
- Fontes de Dados: primárias sempre que possível, ou complementadas por fontes secundárias oficiais ou originárias de publicações e base de dados normalmente aceitas na comunidade científica;

3.8 PRESSUPOSTOS

O desenvolvimento desta pesquisa foi baseado em alguns pressupostos que tiveram o intuito de tornar o estudo viável dentro do escopo inicialmente proposto para a sua elaboração.

Para a determinação dos valores de toneladas-quilômetro referentes à fase de coleta de resíduos convencional e seletiva, partiu-se da premissa que os resíduos encontram-se uniformemente distribuídos entre os roteiros de coleta em um determinado município (neste caso, Florianópolis), fracionando assim os 1.000 kg da unidade funcional entre as 67 rotas convencionais e 33 rotas seletivas. Esta determinação permitiu o cálculo conforme método apresentado no item 4.5 e os resultados estão detalhados no item 5.1 que apresenta a fase de inventário do ciclo de vida. Cabe ressaltar que, por carência de dados, não foram consideradas as coletas informais de papel, como por exemplo, carrocinhas ou aquelas realizadas por empresas de reciclagem diretamente nos geradores de resíduos (geralmente caracterizados pelo descarte de embalagens de papelão).

No município de Florianópolis existem sete centrais de triagem parceiras da COMCAP. Contudo, para modelar os processos de triagem dos resíduos recicláveis foram utilizados dados da Associação de Coletores de Materiais Recicláveis (ACMR), responsável pela triagem de 83,69% dos resíduos de coleta seletiva encaminhados pela COMCAP. Neste sentido, foi assumido que as demais centrais se comportam de acordo com as características da estação de triagem estudada, para fins de modelagem dos processos envolvidos.

Processos existentes na base de dados do *ecoinvent*® foram utilizados para modelar os cenários a partir das informações primárias coletadas pela pesquisa. Dados de quantidade e fração de resíduo de papel convencional e reciclável, bem como o sistema de triagem modelado, foram obtidos conforme características de Florianópolis. Contudo, os impactos gerados pelos processos de aterramento, incineração e reciclagem foram modelados a partir de fontes referenciais, devido à indisponibilidade de informações primárias. Neste sentido, a finalidade principal desta dissertação não é definir os impactos específicos do gerenciamento de resíduos em Florianópolis, mas usar as características deste município para analisar cenários de gerenciamento de um modo mais amplo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este capítulo encontra-se dividido em três partes, a iniciar pela etapa de inventário de ciclo de vida (ICV), na qual encontram-se detalhados os dados utilizados para modelar os cenários da pesquisa. Em seguida é apresentada a fase de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV), responsável por transformar os aspectos ambientais do ICV em potenciais impactos que serão discutidos posteriormente, na terceira parte deste capítulo.

4.1 INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA

Considerando que a fronteira desta pesquisa inicia com o descarte do papel realizado pelo consumidor, o inventário do ciclo de vida começa apresentando os dados utilizados para modelar as etapas de coleta convencional e seletiva, bem como todos os transportes envolvidos no estudo, partindo para as informações encontradas para estabelecer as características de descarte e recuperação dos resíduos em Florianópolis. O processo de triagem é detalhado na sequência, seguindo para os dados que basearam a modelagem do aterramento, incineração e reciclagem dos resíduos.

4.1.1 Etapas de coleta de resíduos

As etapas de coleta estão presentes em todos os cenários, sendo a coleta convencional utilizada para modelar os casos em que existe a destinação final para aterramento, enquanto a coleta seletiva está presente nas alternativas de incineração e reciclagem.

O método assumido para calcular as medidas de toneladas-quilômetro das coletas foi descrito anteriormente, na tabela 01 do item 3.5. As características dos 67 e dos 33 roteiros das coletas convencional e seletiva, respectivamente, foram obtidas a partir do PGRS de Florianópolis.

Neste sentido, os dados utilizados para estimar os impactos da coleta convencional estão descritos na tabela 04 e explicados na sequência.

Tabela 4 - Dados para estimar tkm da coleta convencional.

Número de Roteiros	Distância média de coleta (km)	Quantidade Transportada (kg)	tkm
67	29,16	7032,35	205,06

Conforme descrito no item 3.3, a unidade funcional do estudo foi definida como o gerenciamento do fim-de-vida de 1.000 kg de resíduos de papel sem distinção. Porém, diversos outros resíduos são transportados junto com o papel nas etapas de coleta, fazendo-nos optar por realizar uma alocação dos impactos por massa de papel transportado. Segundo dados da COMCAP (2011), 14,22% em massa dos resíduos coletados convencionalmente em Florianópolis dizem respeito à fração de papel. Portanto, quando alocados 14,22% dos impactos entre os 7032,35 kg de resíduos transportados neste processo (tabela 04), restam 1.000 kg de papel definidos como unidade funcional.

Seguindo a mesma linha de raciocínio, a tabela 05 apresenta os dados referentes à estimativa da coleta seletiva.

Tabela 5 - Dados para estimar tkm da coleta seletiva.

Número de Roteiros	Distância média de coleta (km)	Quantidade Transportada (kg)	tkm
33	34,06	1724,14	58,72

O valor da quantidade transportada considerado para a coleta seletiva difere daquele apresentado para a coleta convencional pelo fato de serem diferentes as frações de papel existentes nestes dois transportes. Se na coleta convencional 14,22% dos resíduos são papéis, na coleta seletiva a representatividade do papel sobe para 58%, segundo a COMCAP (2011). Sendo assim, alocados 58% dos 1724,14 kg de resíduos transportados seletivamente, restam os 1.000 kg de papel da unidade funcional.

A base de dados do *ecoinvent*® (DOKA, 2009) possui para cálculo um modelo de caminhão especificamente utilizado para serviços de coleta de resíduos, aproximando ainda mais da realidade os impactos estimados para este processo. Foi, portanto, utilizado como entrada o dado *Municipal waste collection servisse by 21 metric ton lorry {GLO} Market for* para a parcela de resíduos da coleta convencional, enquanto que a coleta seletiva foi modelada por meio de um caminhão com menor capacidade de carga (SPIELMANN *et al.*, 2007), conforme pode ser observado nas tabelas 6 e 7.

Tabela 6 - Processo de coleta convencional de resíduos.

Processo	Processo <i>ecoinvent</i> ®	Quant.	Un.
Coleta convencional de papel	<i>Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {GLO} Market for</i>	205,06	tkm

Tabela 7 - Processo de coleta seletiva de resíduos.

Processo	Processo <i>ecoinvent</i>®	Quant.	Un.
Coleta seletiva de papel	<i>Transport, freight, lorry 7,5-16 metric ton, EURO3 {GLO}</i> <i>Market for</i>	58,72	tkm

4.1.2 Aterramento

O processo de transporte de resíduos da estação de transbordo do bairro Itacorubi para o aterro sanitário de Biguaçu, a 50 km de distância, foi modelado considerando outro tipo de caminhão (SPIELMANN *et al.*, 2007), com maior capacidade de carga, conforme procedimento adotado pela companhia operadora dos serviços (tabela 08). A mesma lógica de alocação para os 14,22% de papel existente no total de resíduos transportados foi utilizada nesta etapa.

Tabela 8 - Transporte de papel do transbordo ao aterro sanitário.

Processo	Processo <i>ecoinvent</i>®	Quant.	Un.
Transporte de papel do transbordo ao aterro sanitário	<i>Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {GLO}</i> <i>Market for</i>	352	tkm

Para a obtenção dos impactos quanto ao aterramento dos resíduos que compuseram os cenários foi utilizado um processo da base de dados da *ecoinvent*® (DOKA, 2009) específico para disposição de papel em aterro sanitário, com 11,2% de umidade, como mostra a tabela 09. Para aproximar o modelo à realidade brasileira, a utilização de energia existente no processo de aterramento (usada na estação de tratamento dos efluentes lixiviados do aterro) foi alterada para o padrão da rede energética brasileira, de acordo com as informações presentes na própria base de dados contida no software *Simapro*®.

Tabela 9 - Disposição do papel no aterro sanitário.

Processo	Saídas – resíduos e emissões	Quant.	Un.
Disposição do papel no aterro sanitário	<i>Disposal, paper, 11,2% water, to sanitary landfill *</i>	1.000	kg

*Processo alterado para aproximar-se à realidade brasileira.

4.1.3 Triagem e Incineração

O papel coletado seletivamente é encaminhado ao centro de triagem, no mesmo local em que se encontra a estação de transbordo e,

desta maneira, o processo de triagem dos resíduos foi modelado para o cenário de incineração, conforme tabela 10.

Tabela 10 - Triagem de resíduos no Cenário de Incineração.

Processo	Entradas	Processo ecoinvent®	Quant.	Un.
	Resíduos	-	1.724,14	kg
	Sacos de lixo	<i>Packaging film, low density polyethylene {GLO} market for</i>	0,419	kg
	Big bags	<i>Polypropilene, granulate {GLO} market for</i>	0,009	kg
	Arames e presilhas	<i>Ferrocromium, high-carbon, 68% Cr, at regional storage / RER</i>	0,004	kg
Triagem	Bombonas	<i>Polyethylene, high-density, granulate {GLO} market for</i>	0,122	kg
	Transporte rejeitos da triagem	<i>Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {GLO} Market for</i>	10,34	tkm
	Consumo de planta de triagem	<i>Waste paper sorting plant / RER</i>	1,04E-6	un.
	Eletricidade	<i>Electricity, medium voltage {BR} market for</i>	0,720	kWh
	Combustível	<i>Liquified petroleum gas {Row} market for</i>	2,089	kg
Processo	Saídas – resíduos e emissões	Processo ecoinvent®	Quant.	Un.
Triagem	Disposição dos resíduos do processo	<i>Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill / CH</i>	0,555	kg
Processo	Saídas - produtos	Processo ecoinvent®	Quant.	Un.
Triagem	<i>Papel triado</i>	-	1.000	kg
Triagem	<i>Demais resíduos triados</i>	-	724,14	kg

Neste cenário, 100% dos papéis triados seguem para a incineradora hipotética localizada na região metropolitana de Florianópolis (tabelas 11 e 12). Ou seja, não foi considerada a existência de perdas pelo processo de triagem. Os resíduos apresentados na tabela 10 são os rejeitos gerados no próprio processo de triagem. Foram alocados também nesse processo 58% dos impactos para o estudo do

papel, visto que esta é a fração de papel existente entre os resíduos da coleta seletiva.

Tabela 11 - Transporte de papel da triagem à incineradora.

Processo	Processo ecoinvent®	Quant.	Un.
Transporte de papel da triagem à incineradora	<i>Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {GLO} Market for</i>	50	tkm

Tabela 12 - Processo de incineração do papel.

Processo	Processo ecoinvent®	Quant.	Un.
Incineração do papel	<i>Disposal, paper, 11,2% water, to municipal incineration/ CH</i>	560	kg
Incineração do papel	<i>Disposal, packaging cardboard, 19,6% water, to municipal incineration / CH</i>	440	kg

Os 1.000 kg de papel que seriam incinerados foram fracionados em papelão e demais papéis, para fins de modelagem, conforme informações encontradas no estudo de Botamelli (2014), referente ao ano de 2013, que apresenta em diferentes frações os tipos resíduos de papel segregados pela unidade de triagem.

4.1.4 Triagem e Reciclagem

Da mesma maneira que no cenário de incineração, o papel com destino à reciclagem segue, a partir da coleta seletiva, para o centro de triagem. A diferença do processo de separação de resíduos modelado neste cenário (tabela 13) para o cenário de incineração (tabela 10) está na eficiência de 88% da triagem, ou seja, na existência de rejeito que não segue para reciclagem.

Tabela 13 - Triagem de resíduos no Cenário de Reciclagem.

Processo	Entradas	Processoecoinvent®	Quant.	Un.
	Resíduos	-	1.724,14	kg
	Sacos de lixo	<i>Packaging film, low density polyethylene {GLO} market for</i>	0,419	kg
	Big bags	<i>Polypropilene, granulate {GLO} market for</i>	0,009	kg
	Arames e presilhas	<i>Ferrocromium, high-carbon, 68% Cr, at regional storage / RER</i>	0,004	kg
Triagem	Bombonas	<i>Polyethylene, high-density, granulate {GLO} market for</i>	0,122	kg
	Transporte rejeitos da triagem	<i>Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {GLO} Market for</i>	10,34	tkm
	Consumo de planta de triagem	<i>Waste paper sorting plant / RER</i>	1,04E-6	un.
	Eletricidade	<i>Electricity, medium voltage {BR} market for</i>	0,720	kWh
	Combustível	<i>Liquified petroleum gas {Row} market for</i>	2,089	kg
Processo	Saídas – resíduos e emissões	Processoecoinvent®	Quant.	Un.
	Disposição dos resíduos do processo	<i>Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill / CH</i>	0,56	kg
	Disposição do rejeito da triagem	<i>Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill / CH</i>	86,90	kg
Triagem	Disposição do rejeito da triagem	<i>Disposal, packaging carboard, 19,6% water, to sanitary landfill / CH</i>	73	kg
	Disposição do rejeito da triagem	<i>Disposal, paper, 11,2% water, to sanitary landfill / CH</i>	47	kg
Processo	Saídas - produtos	Processoecoinvent®	Quant.	Un.
	<i>Papel triado</i>	-	880	kg
Triagem	<i>Demais resíduos triados</i>	-	637	kg

Para coletar 1.000 kg de papel (ou seja, a UF) são necessários 1724,14 kg de resíduos misturados da coleta seletiva, já que a fração de papel é de 58%. Considerando os 88% de eficiência do processo de triagem, seguem para reciclagem 880 kg de papel. Desta maneira, o valor total de rejeitos do processo de triagem modelado é 207,45 kg, constituído de 120 kg de papel (fração de 58%), 86,9 kg de outros materiais (fração de 42%) e 0,56 kg de rejeitos do processo de triagem em si.

A tabela 14 apresenta o transporte do papel triado para a fábrica de papel hipotética, localizada na região metropolitana de Florianópolis.

Tabela 14 - Transporte de papel da triagem à recicladora.

Processo	Processo <i>ecoinvent</i>®	Quant.	Un.
Transporte de papel da triagem à recicladora	<i>Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {GLO} Market for</i>	44	tkm

Para modelar a reciclagem do papel, foi utilizado um processo existente na base de dados *ecoinvent*® para produção de papel gráfico reciclado, com remoção de tinta, apresentado na tabela 15 (HISCHIER, 2007). Este processo possui uma eficiência de 85,18% em relação à quantidade de matéria-prima e produto finalizado. Portanto, os 880 kg de papel triado são transformados em 749,58 kg de papel reciclado. Os dados foram ainda alterados para adequar-se à pesquisa, eliminando as fases de coleta, transporte e triagem dos resíduos, visto que estas etapas já haviam sido modeladas separadamente, com dados primários do presente estudo. Outra adequação realizada foi a alteração da energia consumida no processo para o padrão da rede energética brasileira.

Tabela 15 - Reciclagem do papel.

Processo	Processo <i>ecoinvent</i>®	Quant.	Un.
Reciclagem de papel	<i>Paper, recycling, with deinking, at plant / RER *</i>	749,58	kg

*Processo alterado para adequar-se ao estudo e aproximar-se à realidade brasileira.

O produto evitado considerado neste cenário, devido à reciclagem do papel, foi um processo de fabricação de polpa de sulfato, a partir de uma mistura média, existente na base de dados (HISCHIER, 2007), na mesma quantidade de papel que foi reciclado, conforme tabela 16.

Tabela 16 - Produto evitado.

Processo	Processo <i>ecoinvent</i> ®	Quant.	Un.
Produto evitado	<i>Sulphate pulp, average, at regional storage / RER *</i>	749,58	kg

*Processo alterado para aproximar-se à realidade brasileira.

A principal alteração do processo de produção de polpa foi, novamente, a alteração dos processos de consumo de energia para o padrão da rede energética brasileira, de acordo com as informações presentes na própria base de dados contida no software *Simapro*®.

4.2 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA

A AICV inicia apresentando uma visão geral do desempenho ambiental dos cenários modelados no estudo, englobando os resultados referentes a todas as categorias de impactos dos métodos escolhidos. Em seguida, os resultados de cada cenário serão exibidos separadamente evidenciando as quatro categorias de impacto selecionadas para realizar uma análise mais específica e comparável entre eles, conforme detalhado no item Interpretação. Por fim, é realizada a comparação entre os cenários de gerenciamento dos resíduos.

4.2.1 Visão geral

Os valores potenciais de impacto para cada cenário modelado neste estudo podem ser conferidos na tabela 17. O cenário de aterramento 86% e reciclagem 14% está abreviado como AT 86; o cenário de incineração 100% aparece como IN 100; o cenário de reciclagem 100% como RC 100; enquanto que o cenário de reciclagem 75% e aterramento 25% está descrito por RC 75. Valores negativos, repetidamente observados na tabela 17, correspondem à impactos positivos, decorrentes da existência ou utilização de produtos evitados. Na figura 14 são apresentados os valores normalizados dos potenciais impactos encontrados para cada cenário em relação às categorias do método ReCiPe, enquanto que a figura 15 demonstra os valores normalizados para a demanda acumulada de energia.

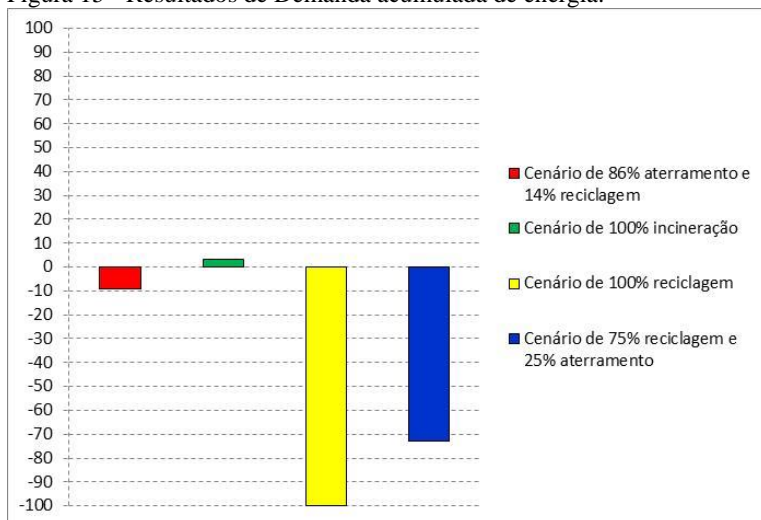
Tabela 17 - Potenciais impactos para cada cenário modelado.

Categoria de Impacto	Un.	AT 86	IN 100	RC 100	RC 75
Mudanças climáticas	kg CO2 eq.	1.016,51	47,62	468,58	742,25
Depleção da camada de ozônio	kgCFC-11 eq.	1,03E-05	3,92E-06	3,02E-05	2,52E-05
Acidificação terrestre	kg SO2 eq.	0,18	0,44	-1,22	-0,77
Eutrofização de água doce	kg P eq.	5,75E-04	1,34E-02	-2,84E-02	-1,94E-02
Eutrofização marinha	kg N eq.	3,18	0,06	0,54	1,68
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq.	228,42	147,74	631,33	531,05
Formação de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC	0,66	0,74	-2,33	-1,34
Formação de material particulado	kg PM10 eq.	0,04	0,19	-0,82	-0,55
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq.	1,80E-01	4,34E-03	1,24E+00	9,32E-01
Ecotoxicidade em água doce	kg 1,4-DB eq.	10,63	7,22	6,35	8,76
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB eq.	9,43	6,56	5,82	7,91
Radiação ionizante	kBq U235 eq.	-0,95	7,14	-44,52	-31,22
Ocupação de solo agrícola	m²a	-808,08	2,95	-5.776,42	-4.332,06
Ocupação de solo urbano	m²a	-8,88	1,81	-93,98	-68,73
Transformação de solo natural	m2	-0,05	0,01	-0,21	-0,16
Esgotamento de água	m3	593,24	100,36	3.132,08	2.412,66
Esgotamento de metal	kg Fe eq.	1,58	6,57	-1,85	-0,63
Esgotamento de combustíveis fósseis	kg oileq	36,49	15,47	102,89	86,25
Demanda acumulada de energia	MJ	-2.219,59	771,10	-23.585,31	-17.244,15

Figura 14 – Resultados normalizados para o método ReCiPe.



Figura 15 - Resultados de Demanda acumulada de energia.



Analisando preliminarmente as figuras 14 e 15, pode-se observar um desempenho ambiental mais favorável para 12 categorias de impacto relacionado ao cenário de 100% reciclagem. Por outro lado, o cenário de incineração 100% foi a alternativa mais impactante em 10 categorias avaliadas.

4.2.2 Cenário de Aterramento 86% e reciclagem 14%

Os resultados encontrados para o cenário de aterramento 86% e reciclagem 14% encontram-se apresentados na tabela 18. Estes são, portanto, os impactos do fim-de-vida do papel, segundo as atuais características de gerenciamento dos resíduos domésticos em Florianópolis, respondendo assim a primeira pergunta de pesquisa levantada no início deste estudo.

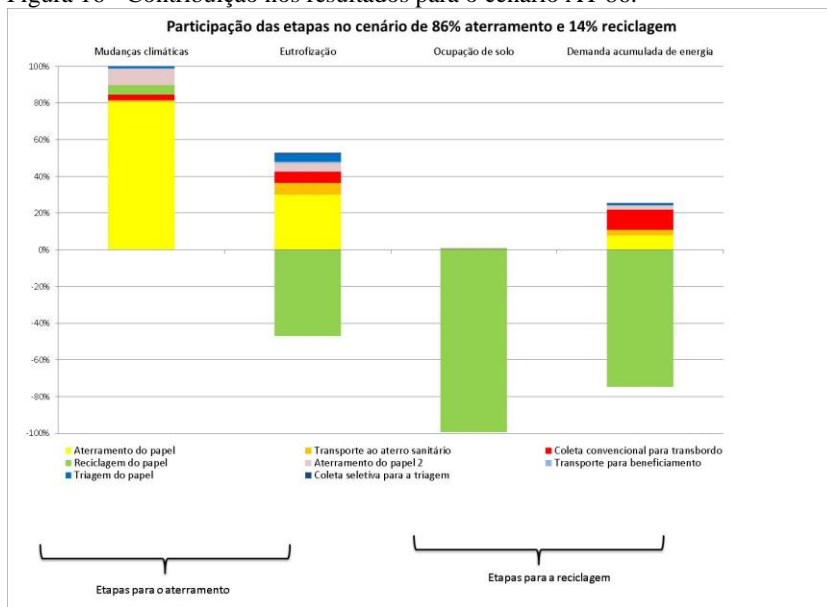
Tabela 18 - Potenciais impactos do cenário AT 86.

Categorias Étapas	Mudanças climáticas	Eutrofização	Ocupação de solo	Demanda acumulada de energia
Papel aterrado Florianópolis	860,59	4,12E-03	4,43	979,56
Papel reciclado Florianópolis	155,91	-3,54E-03	-821,39	-3199,15
Total	1016,51	5,75E-04	-816,96	-2219,59
Unidade	kg CO ₂ eq.	kg P eq.	m ² a	MJ

De maneira geral, 1.016,51 kg CO₂ eq. são emitidos para gerenciar 1.000 kg dos papéis provenientes das coletas convencional e seletiva no município. Os impactos de mudanças climáticas estão principalmente relacionados com os processos de disposição em aterro (representando 94% do cenário), quando gases de efeito estufa (GEE) são emitidos no aterro devido à decomposição do papel, e quando gases com maiores potenciais de aquecimento global não são queimados (por exemplo, metano queimado em dióxido de carbono). Dias et al. (2007) já anteciparam o comportamento do papel aterrado para a realidade de Portugal. Segundo os autores, o aterramento é a principal alternativa para a disposição final dos resíduos, resultando em emissões de CH₄ importantes, já que o gás do aterro não é queimado. Nesta mesma pesquisa, a disposição final do papel atingiu 15% das emissões totais de GEE no ciclo de vida do papel (incluindo a produção), o que indica a importância do fim-de-vida sobre as emissões de CO₂ equivalentes.

Porém, quando analisada a contribuição de cada alternativa de fim-de-vida deste cenário na figura 16, pode-se perceber que, apesar da reciclagem representar o gerenciamento final de apenas 14% dos resíduos de papel gerados em Florianópolis, seus processos são responsáveis por evitar os impactos do cenário como um todo nas categorias de ocupação de solo, e demanda acumulada de energia. Neste caso, a etapa que mais contribui para os impactos evitados é a reciclagem do papel que considera, além dos processos de produção de polpa reciclada, os benefícios da mesma quantidade de produto evitado.

Figura 16 - Contribuição nos resultados para o cenário AT 86.



4.2.3 Cenário de 100% Incineração

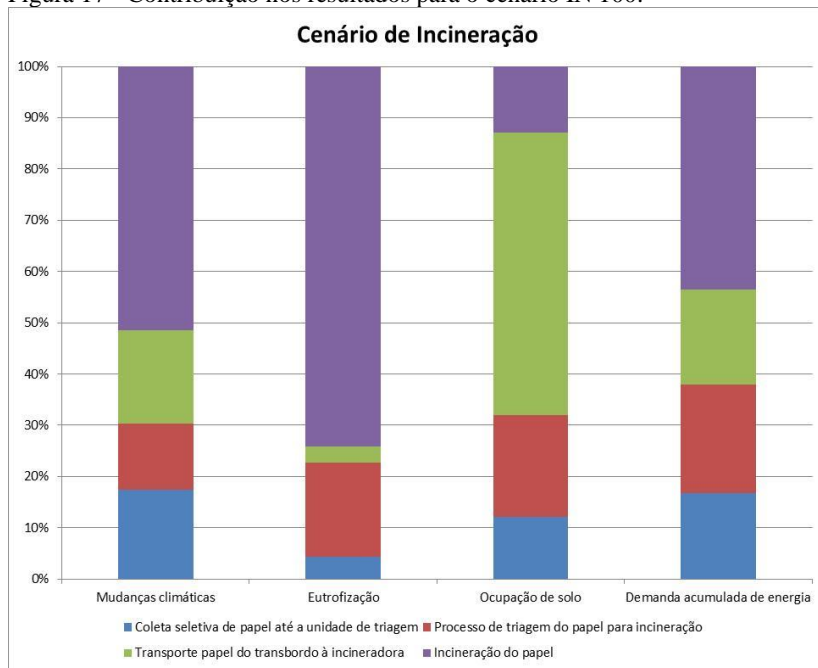
Os resultados de potenciais impactos do cenário de incineração para gerenciar 1.000 kg de resíduos de papel são apresentados na tabela 19.

Tabela 19 - Potenciais impactos do cenário IN 100.

Categorias Etapas	Mudanças climáticas	Eutrofização	Ocupação de solo	Demanda acumulada de energia
Coleta seletiva de papel até a unidade de triagem	8,36	5,82E-04	0,57	132,06
Processo de triagem do papel para incineração	6,12	2,50E-03	0,95	165,95
Transporte papel do transbordo à incineradora	8,69	4,25E-04	2,61	145,16
Incineração do papel	24,45	9,86E-03	0,62	327,93
Total	47,62	1,34E-02	4,75	771,10
Unidade	kg CO ₂ eq	kg P eq	m ² a	MJ

Analisando a figura 17, pode-se perceber que a própria etapa de incineração é o processo que mais contribui para a geração dos impactos no cenário, com exceção para a categoria de ocupação do solo, na qual o transporte de papel, da triagem para a incineradora, é a etapa mais relevante. Isso pode ser explicado pelo fato de ser relativamente baixa a área de instalação de uma incineradora, se considerada sua vida útil e a baixa quantidade processada de papel que está sendo analisada na UF do estudo. Por outro lado, o transporte contabiliza a área de rodovias e/ou minérios extraídos para a produção tanto do caminhão, quanto da rodovia, tornando-se uma variável relevante no resultado do cenário como um todo.

Figura 17 - Contribuição nos resultados para o cenário IN 100.



4.2.4 Cenário de 100% reciclagem

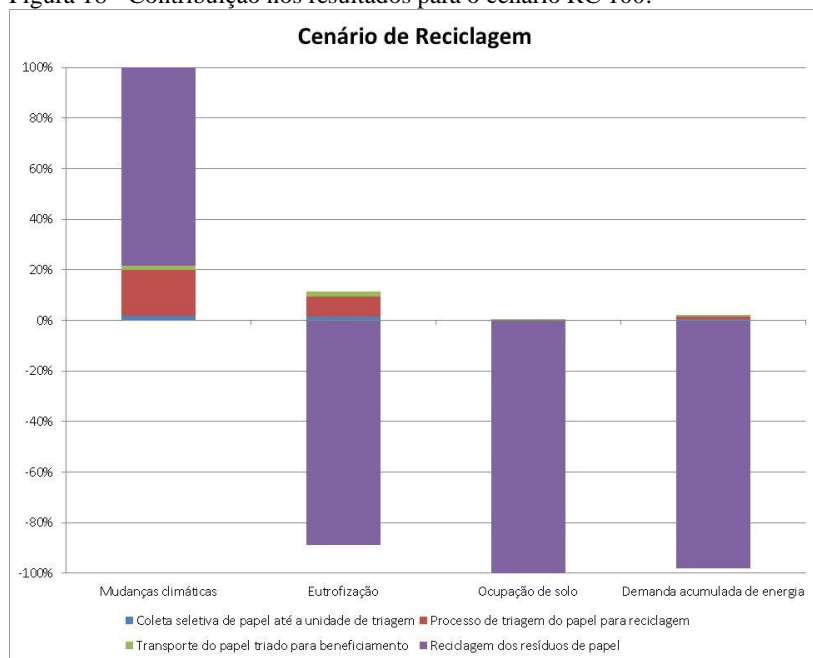
O cenário de 100% reciclagem apresentou impactos positivos em três das quatro categorias de impacto selecionadas para aprofundar a análise. Segundo os resultados da modelagem, apresentados na tabela 20, seriam evitados -23.585,31 MJ da categoria de demanda acumulada de energia caso os 1.000 kg de papel coletados fossem reciclados. Para a categoria de eutrofização de água doce, este cenário também apresentou impacto positivo, representando o valor de $-2,84E-02$ kg P eq., o mesmo comportamento foi observado para ocupação do solo cujos resultados representaram $-5.870,41$ m²a evitados com a reciclagem da unidade funcional assumida para o estudo.

Tabela 20 - Potenciais impactos do cenário RC 100.

Etapas	Categorias	Mudanças climáticas	Eutrofização	Ocupação de solo	Demanda acumulada de energia
Coleta seletiva de papel até a unidade de triagem		8,36	5,82E-04	0,57	132,06
Processo de triagem do papel para reciclagem		84,38	2,90E-03	1,44	214,81
Transporte do papel triado para beneficiamento		8,39	6,32E-04	0,61	133,86
Reciclagem dos resíduos de papel		367,45	-3,25E-02	-5.873,02	-24.066,04
Total		468,58	-2,84E-02	-5.870,41	-23.585,31
Unidade		kg CO ₂ eq	kg P eq	m ² a	MJ

Na figura 18 fica clara a interpretação de que a própria fase de reciclagem é responsável pelos impactos negativos deste cenário nas categorias de impacto selecionadas, conforme comentadas no parágrafo anterior. De acordo com o que já foi apresentado nas tabelas 15 e 16 desta dissertação, a etapa de reciclagem compreende a produção de papel reciclado, ao mesmo tempo em que considera a geração de um produto evitado, assumido como sendo polpa de sulfato de uma composição média. Este é o motivo pela a apresentação de impactos positivos nas categorias de Eutrofização, Ocupação de solo e Demanda acumulada de energia.

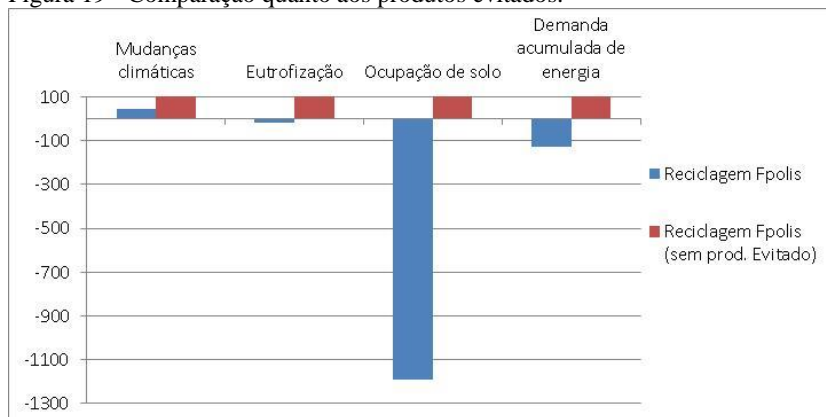
Figura 18 - Contribuição nos resultados para o cenário RC 100.



O valor total de impactos deste cenário de 100% reciclagem quanto à categoria de mudanças climáticas foi de 468,58 kg CO₂ eq., sendo esta quantia 78% composta pela etapa da reciclagem. A maior contribuição dos impactos para mudanças climáticas no processo de reciclagem em específico é o consumo de gás natural (representando 41,5%) seguido do consumo de energia elétrica (15%). Portanto, caso não tivesse sido considerado a produção de polpa como impacto evitado nesta etapa do cenário, os impactos do processo de reciclagem do papel apresentariam valores muito maiores, pois não englobariam os benefícios dos produtos evitados. A figura 19 ilustra uma comparação normalizada entre o cenário de reciclagem considerando os benefícios dos produtos evitados e o mesmo cenário sem considerá-los. É possível notar uma diferença dos valores encontrados para todas as categorias de impacto, evidenciando a representatividade da abordagem de produtos evitados no desempenho do cenário de reciclagem. Nesta normalização, ao atribuir 100% dos impactos para a modelagem que não considera os produtos evitados, os valores para a opção que leva em conta os

benefícios representam: 47% para mudanças climáticas; -17% para eutrofização; -1200% para ocupação de solo; e -128% para demanda acumulada de energia.

Figura 19 - Comparação quanto aos produtos evitados.



4.2.5 Cenário de 75% reciclagem e 25% aterramento

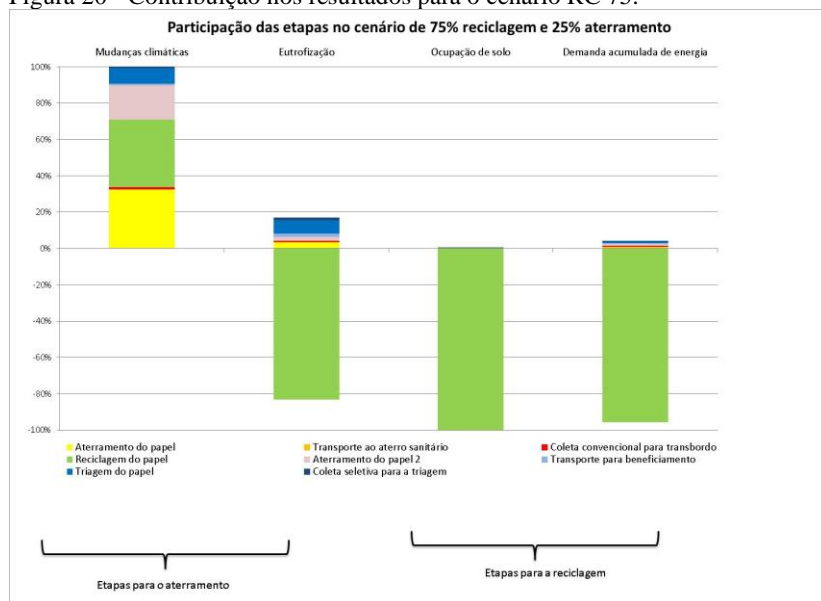
O último cenário estudado estimou a taxa de recuperação dos resíduos de papel conforme exemplo encontrado na Alemanha. Portanto, os valores totais para o gerenciamento de 1.000 kg de papel sendo 75% reciclados e 25% aterrados, segundo as categorias de impacto selecionadas estão descritos na tabela 21.

Tabela 21 - Potenciais impactos do cenário RC 75.

Etapas	Categorias			
	Mudanças climáticas	Eutrofização	Ocupação de solo	Demanda acumulada de energia
Processos até o aterramento região de Florianópolis	250,17	1,20E-03	1,29	284,76
Processos até a reciclagem região de Florianópolis	492,08	-2,06E-02	-4.402,08	-17.528,90
Total	742,25	-1,94E-02	-4.400,79	-17.244,15
Unidade	kg CO ₂ eq	kg P eq	m ² a	MJ

Os processos que mais contribuíram para os resultados deste cenário foram os que constituem a fração de papel que segue para o aterramento sanitário, com exceção da categoria de mudanças climáticas, onde os processos mais impactantes foram os que constituem a rota para reciclagem (coleta seletiva, triagem, transporte para o beneficiamento, reciclagem e disposição final pós-uso do papel reciclado). Neste aspecto, as etapas para reciclagem somadas representaram 66% dos impactos. Contudo, os impactos evitados deste cenário para as categorias de eutrofização de água doce, ocupação de solo e demanda acumulada de energia são também decorrentes da etapa de reciclagem, conforme visualizado na figura 20.

Figura 20 - Contribuição nos resultados para o cenário RC 75.



4.2.6 Comparação entre os cenários

Quando comparados os cenários em relação aos resultados apresentados para as quatro categorias de impacto que foram selecionadas, observa-se uma heterogeneidade dos resultados. Deste modo, não há um cenário com desempenho ambiental favorável para as quatro categorias. Tampouco, a partir da modelagem realizada, foi

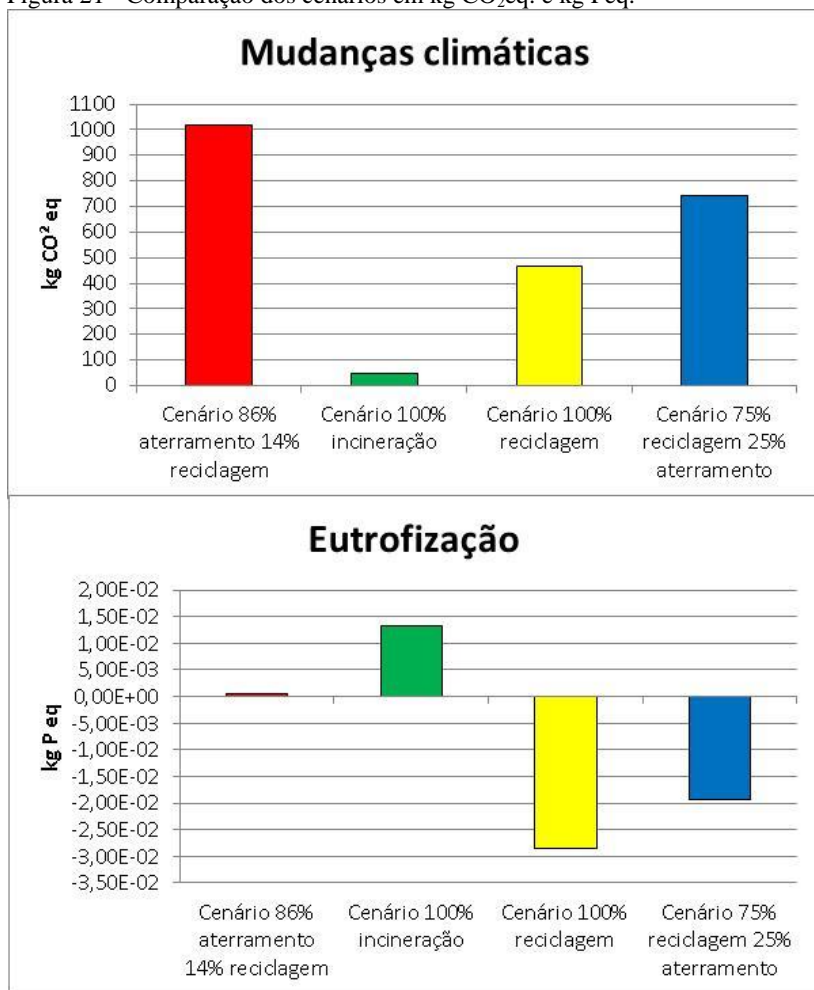
encontrada alternativa de fim-de-vida que constantemente apresentasse os maiores impactos ambientais.

De uma maneira geral, os cenários que contém processos de reciclagem apresentam um balanço de emissões positivo devido aos ganhos ambientais da inserção do produto em outros sistemas evitando a extração e/ou produção de novas matérias-primas. Esse comportamento foi observado em duas das quatro categorias de impacto selecionadas.

Com o auxílio da figura 21, percebe-se que o cenário de 86% aterramento e 14% reciclagem apresentou os maiores impactos para a categoria de mudanças climáticas. Nesta categoria o cenário de 100% reciclagem, mesmo considerando os impactos evitados com o reaproveitamento do papel, emite mais impactos que o cenário de 100% incineração.

No tocante ao cenário de incineração existem margens para melhorias, por exemplo, viabilizando o aproveitamento energético térmico gerado pelas incineradoras. Contudo, da forma com que foi modelado (sem considerar recuperação energética), com exceção de mudanças climáticas, os valores de impactos ambientais da alternativa de incineração apresentam valores bem superiores aos demais cenários (figuras 21 e 22). Por exemplo, Wenisch e colaboradores (2004) avaliaram uma planta de incineração de resíduos domésticos que realiza uma pré-triagem e recuperação da parcela reciclável. Tanto para os processos de reciclagem de materiais, quanto para a geração de energia da incineração, são considerados produtos evitados. Para este último aspecto, é assumido o benefício de evitar a produção de energia térmica por meio de caldeiras.

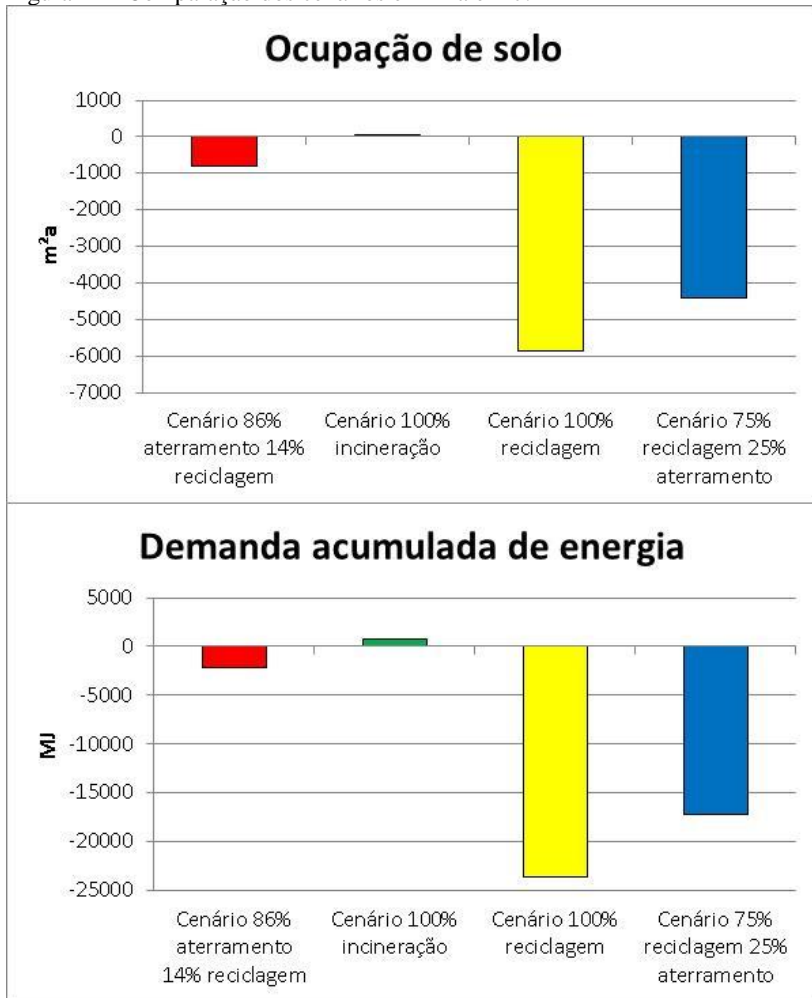
Já que o cenário baseado na taxa de recuperação encontrada Alemanha possui 75% de destino do papel para processos de reciclagem, é natural que o resultado de seus impactos seja representado em sentido parecido aos impactos do Cenário de 100% reciclagem. A grande diferença, e razão pela qual motivou a modelagem deste cenário, foi a possibilidade de estimar os impactos de uma situação alcançável, visto exemplo do país europeu.

Figura 21 - Comparação dos cenários em kg CO₂eq. e kg Peq.

Portanto, comparando os cenários entre si pode-se perceber que o Cenário hipotético de 100% reciclagem do papel no seu pós-uso configura a alternativa que apresentaria o melhor desempenho, de acordo com o método proposto por este estudo, sendo o cenário preferível em relação ao cenário de referência (que representa a situação atual de fim-de-vida do papel em Florianópolis). Ainda tendo como base os impactos do corrente modelo de destinação dos resíduos, o Cenário de 75% reciclagem e 25% aterramento segue como segunda melhor

alternativa, pois também apresentou melhor vantagem na comparação, em todas as categorias analisadas. Por fim, a incineração do papel seria a alternativa menos desejável a partir do cenário da situação atual, já que apresentou vantagem em apenas uma das categorias de impacto verificadas.

Figura 22 - Comparação dos cenários em m²a e MJ.



4.2.7 Influência dos pressupostos na definição de cenários

Os resultados gerais da análise efetuada nos cenários de 100% incineração e 100% reciclagem para verificar a sensibilidade do transporte do papel são apresentados na tabela 22.

Na hipótese de incineração foi observado que, para mudanças climáticas, o potencial de emissões é praticamente dobrado em relação ao valor dos impactos para a hipótese de incineração na região de Florianópolis. Porém, o aumento da emissão de carbono equivalente, mesmo havendo o transporte para Curitiba, não afetaria o posicionamento deste cenário em relação aos demais cenários, mantendo a incineração como favorável para reduzir as emissões desta categoria. O que antes representava 4,7% em contraste com o cenário de 86% aterramento e 14% reciclagem, com uma maior distância de transporte o valor passou a representar 9% quando comparado ao cenário mais impactante. Quanto à categoria de eutrofização de água doce, o aumento da distância transportada correspondeu ao acréscimo de 16% em relação à situação originalmente modelada.

Para a categoria de ocupação de solo o resultado passou de 4,75 m²a para 18,40 m²a, ou seja, um aumento relevante, principalmente se considerada que nesta categoria de impacto o cenário de incineração em Florianópolis já representava o maior valor entre os demais cenários.

Para a demanda acumulada de energia, assim como na categoria de mudanças climáticas, o valor praticamente dobrou. Considerando que nesta categoria o cenário de incineração em Florianópolis já apresentava desempenho desfavorável em relação aos demais, o transporte do papel para Curitiba agravaria o desempenho desta alternativa de gerenciamento de resíduos.

Com esta análise é possível concluir que a alternativa de incineração é sensível quando ampliada a distância de transporte dos resíduos a serem incinerados somente em comparação com a própria alternativa de incineração à uma distância mais próxima. No entanto, o resultado apresentado na análise não afetaria a tomada de decisão ou o posicionamento deste cenário em relação aos demais.

Tabela 22 – Resultados da análise de sensibilidade do transporte.

Categorias Etapas	Mudanças climáticas	Eutrofização	Ocupação de solo	Demanda acumulada de energia
Cenário de 86% aterramento	1.016,51	5,75E-04	-816,96	-2.219,59
Cenário de 100% Incineração Fpolis	47,62	1,34E-02	4,75	771,10
Cenário de 100% Incineração Curitiba	92,98	1,56E-02	18,40	1.528,85
Cenário 100% Reciclagem Fpolis	468,58	-2,84E-02	-5.870,41	-23.585,31
Cenário 100% Reciclagem em SP	589,15	-1,98E-02	-5.862,33	-21.815,87
Cenário de 75% reciclagem Fpolis	742,25	-1,94E-02	-4.400,79	-17.244,15
Unidade	kg CO ₂ eq	kg P eq	m ² a	MJ

A análise de sensibilidade realizada para o cenário de 100% reciclagem verificou que os resultados desta alternativa parecem comportar-se diferentemente quanto às alterações testadas para o Cenário de 100% incineração. Apesar da distância modelada nesta etapa da análise ter sido muito maior do que a distância modelada na verificação anterior (311 km para a incineração em Curitiba, contra 700 km para a reciclagem em São Paulo), o acréscimo dos valores de carbono equivalente emitidos foi de apenas 26%, permanecendo o resultado menor em comparação aos outros cenários que consideram a alternativa de aterramento.

Para a categoria de eutrofização de águas doces, o valor que já era negativo passou a representar benefícios aproximadamente 30% menores. Quanto à categoria de ocupação de solo, que também apresentava valor negativo, a diferença de 8,08 m²a permanece praticamente imperceptível em relação ao valor total do impacto evitado que a reciclagem representa nesta categoria (-5.870,41 m²a). Esta é a mesma observação a ser feita quanto à categoria de demanda acumulada de energia, cujos benefícios ambientais do produto evitado passaram a ser 8% menores quando considerado o transporte dos papéis até São Paulo.

De uma maneira geral, conclui-se que para a alternativa de reciclagem o aumento do transporte de papéis para o beneficiamento após triagem não interfere no desempenho ambiental do cenário como

um todo, considerando as distâncias que foram modeladas. A comparação entre os cenários pode ser acompanhada nas figuras 23 e 24.

Figura 23 - Sensibilidade dos cenários em kg CO₂eq. e kg Peq..

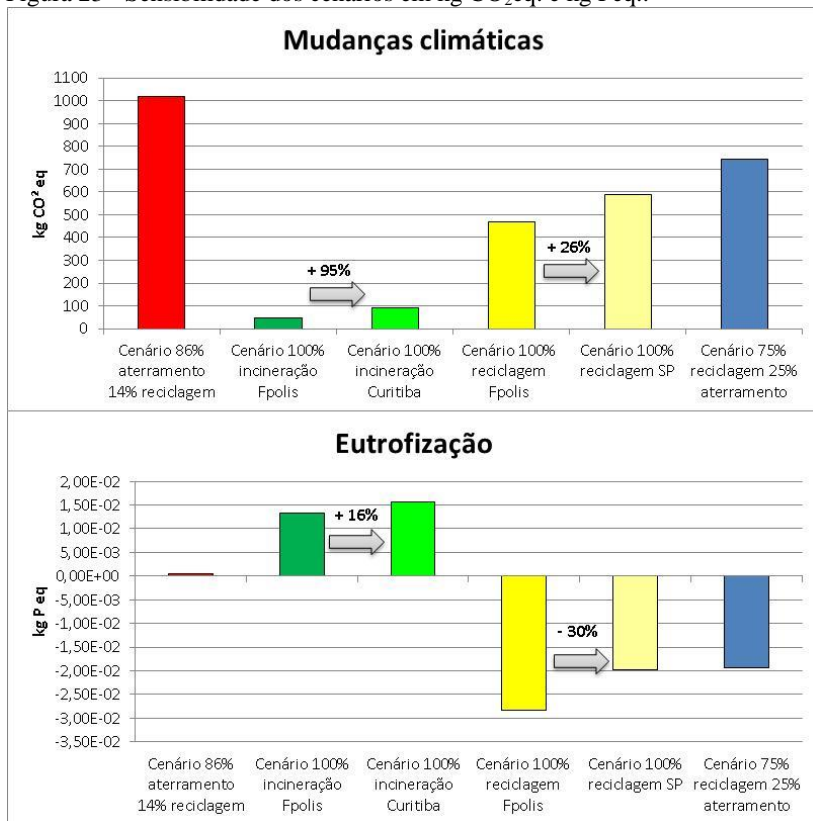
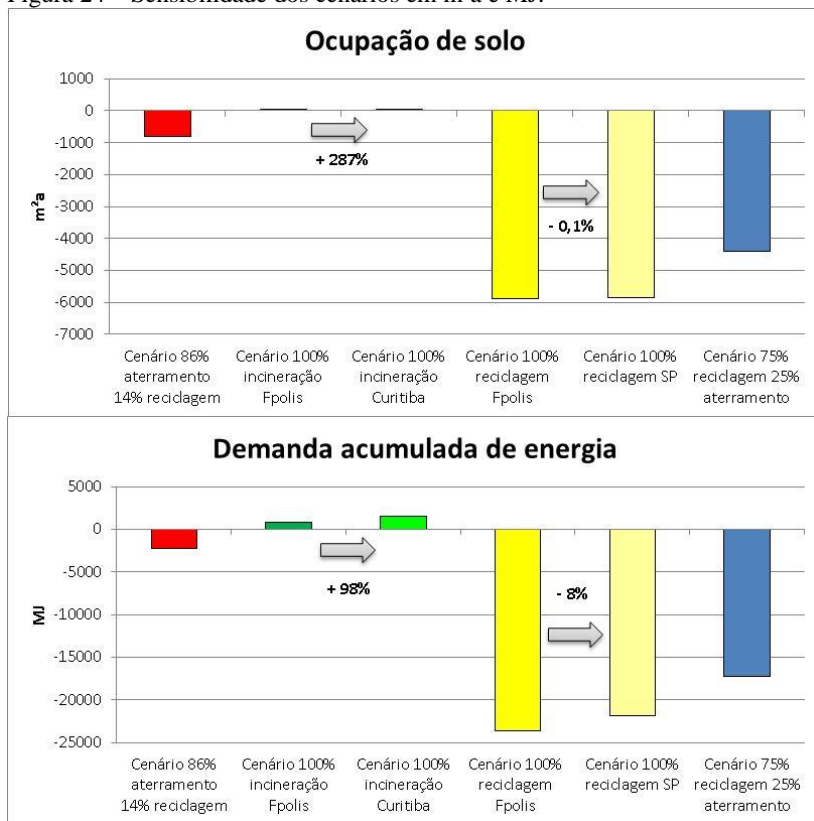


Figura 24 – Sensibilidade dos cenários em m²a e MJ.

4.2.8 Influência da abordagem de alocação

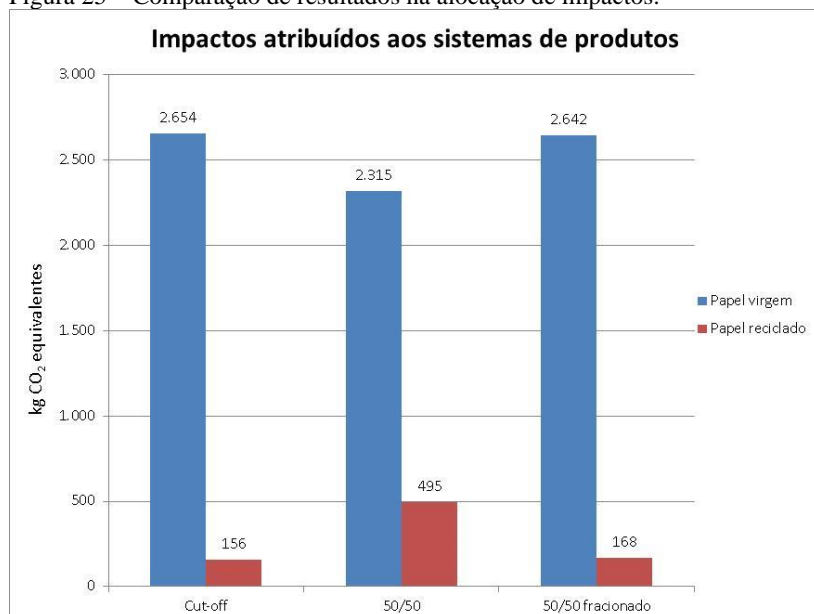
A partir da modelagem dos cenários, são apresentadas na tabela 23 as variáveis para o cálculo dos métodos de alocação que basearam as análises. A figura 10, no item de metodologia, apresenta um fluxograma de processos que pode auxiliar na representação destes dados.

Tabela 23 – Variáveis para o cálculo.

Variável	Etapa	Quantidade (kg CO ₂ eq.)
V1	Matéria-prima produto 1	759,73
P1	Manufatura produto 1	1.033,48
W1	Aterramento produto 1	860,59
R1	Reciclagem produto 1	-8,14
P2	Manufatura produto 2	73,74
W2	Aterramento produto 2	90,31
TOTAL	Papel virgem + Papel reciclado	2.810,00

O total de impactos para os sistemas de produção de papel virgem e reciclagem de resíduos soma 2.810 kg CO₂ eq. O compartilhamento destes impactos, entre produtor e reciclador, quando aplicados os três métodos de alocação, é apresentado na figura 25.

Figura 25 – Comparação de resultados na alocação de impactos.



O resultado do impacto ambiental no método *cut-off* para o produto 2 (156 kg CO₂ eq.), que representa o sistema de reciclagem modelado para o cenário de gerenciamento dos resíduos em Florianópolis, é o mesmo valor encontrado quando apresentados os impactos deste cenário, na tabela 18. Não poderia ser diferente, já que

esta pesquisa utilizou a abordagem *cut-off* para basear a comparação das alternativas de fim de vida do papel.

Desta maneira, é possível notar com os resultados da análise de sensibilidade dos métodos de alocação propostos, que a abordagem 50/50, da forma com que é encontrada na literatura, gera a maior influência nos resultados. Já as atribuições de impacto entre os métodos *cut-off* e 50/50 fracionado apresentaram alterações nos resultados na ordem de -0,5% para o sistema de produto 1 (virgem) e 8% para o sistema de produto 2 (reciclado), respectivamente.

4.3 DISCUSSÕES

Considerando os métodos e categorias para avaliação de impacto do ciclo de vida, relacionados com os objetivos do estudo, pôde-se perceber que a reciclagem foi a alternativa que apresentou o melhor desempenho ambiental entre os cenários modelados. Contudo, a destinação de 100% dos resíduos de papel para processos de reciclagem foi apenas uma hipótese levantada pelo estudo, difícil de ser implementada. Porém, pode-se observar no caso do exemplo alemão, que a grande maioria (ou 75% dos resíduos de papel) é encaminhada para a reciclagem. Os impactos do gerenciamento de resíduos no Brasil com esta mesma taxa de reciclagem tenderiam a ser menores pelo fato da matriz energética brasileira tornar as atividades consumidoras de energia elétrica menos impactantes em relação a outros países, como a Alemanha.

Considerando a situação atual da gestão de resíduos em Florianópolis, o governo teria de encontrar uma forma de incluir a indústria em estratégias de fim-de-vida para ampliar a quantidade de papel sendo reaproveitada e, conseqüentemente, reduzir os impactos da cadeia produtiva como um todo.

Embora o município ofereça atualmente a coleta seletiva, a ação da população ainda é vaga. Por ora, a situação depende apenas da preocupação ambiental de cada indivíduo, refletindo em uma grande variação de comportamentos. A participação do governo é mais baseada nos serviços de saneamento básico do que em outros problemas (por exemplo, como recuperação de materiais) e, portanto, fornece a coleta de resíduos, disposição final e alguma forma de triagem e reciclagem de materiais em parceria com o mercado de reciclagem paralelo. A evolução para um cenário mais eficiente deve ser progressiva, de modo que a educação e orientação dos consumidores sejam acompanhadas pela estrutura de recuperação de resíduos. Neste sentido, a indústria

poderia iniciar ou ampliar sua participação na própria coleta e triagem de um papel já pré-disposto pelos próprios consumidores, numa espécie de cadeia de logística reversa, conforme acontece com outros tipos de resíduos (por exemplo, resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos - REEE, pneus e embalagens de agrotóxicos) o que tornaria o processo mais eficiente, uma vez que já existe na indústria a infraestrutura necessária para reciclagem. Outra influência positiva dentro do alcance industrial é aplicar o conceito de pensamento ciclo de vida no desenvolvimento e concepção de produtos, antecipando problemas de fim-de-vida e caminhando ao encontro da hierarquia de gerenciamento de resíduos prescrita pelas políticas atuais.

Não obstante, pode-se concluir com estes resultados encontrados que quanto maior for a fração de papel sendo reciclado, menores serão os prejuízos das atividades humanas no meio ambiente. Neste sentido, deve-se ampliar o atendimento dos serviços de coleta seletiva nos municípios brasileiros, bem como incentivar ações de separação e correta destinação, pelos consumidores, dos resíduos passíveis de serem reciclados.

Quando verificada a influência das etapas de transporte nos cenários de fim de vida do papel, mais especificamente relacionada à distância percorrida pelo resíduo a partir da etapa de triagem para a solução final a ser empregada, os resultados não alteraram o posicionamento dos cenários de incineração e reciclagem em relação aos demais. Analisando as duas atividades especificamente, percebe-se que a reciclagem em si é um processo caracteristicamente mais impactante do que a incineração. Isto é, utiliza mais insumos, recursos, e energia, fazendo com que esta etapa, no cenário como um todo, seja a principal responsável pelos aspectos ambientais. Neste sentido, a alteração da distância percorrida pela “matéria-prima” acaba constituindo um detalhe menos representativo nos resultados do desempenho ambiental do cenário. O que faz com que o desempenho global da reciclagem se mostre preferível em relação à incineração, é o benefício considerado na produção de impactos evitados do reaproveitamento do papel, diminuindo (e em alguns casos até mesmo revertendo) os aspectos ambientais relacionados à esta solução. Por outro lado, como não foram computados benefícios ambientais na incineração do papel, os impactos globais deste cenário encontram-se pulverizados nas diversas etapas de processos que o compõe, fazendo com que uma alteração na distância percorrida pelo papel até a incineradora influencie mais o desempenho ambiental do cenário.

Os diferentes métodos de alocação calculados para testar o compartilhamento de impactos comuns num sistema de reciclagem de ciclo aberto mostraram influenciar os resultados dos impactos atribuídos a cada produto. De forma mais representativa, a influência do método 50/50 nos resultados acontece devido ao fato do cenário modelado não possuir 100% de um produto sendo reciclado ao sistema subsequente. Ou seja, há diferentes frações de produtos sendo recicladas e aterradas (14% e 86%, respectivamente). Esta é a situação que ocorre para a realidade do cenário estudado, diferentemente do modelo idealizado na literatura para a justificativa do método 50/50.

No entanto, a comparação entre os métodos *cut-off* e 50/50 fracionado apresentou uma menor variação quanto à atribuição dos impactos. Apesar disso, o primeiro manifestou beneficiar as recuperações subsequentes dos produtos, reduzindo os impactos da reciclagem, enquanto o segundo favoreceu a manufatura de produtos originários de matéria virgem, em detrimento do desempenho ambiental dos produtos reciclados. Esta evidência caracteriza a subjetividade técnica que podem apresentar as diferentes abordagens de alocação, razão pela qual são motivos de controvérsias entre especialistas em ACV.

5 CONCLUSÃO

A pesquisa desenvolvida e descrita nesta dissertação identificou os impactos de fim-de-vida do papel após seu consumo sob a ótica da avaliação do ciclo de vida, modelando cenários baseados inicialmente em uma configuração em que a maior parcela dos resíduos tem como destino o aterro sanitário, seguindo para alternativas de incineração, e ampliação da parcela de papel sendo reciclada.

A primeira pergunta de pesquisa indagava sobre a dimensão dos impactos do fim-de-vida do papel, segundo as atuais características de gerenciamento de resíduos de um município como Florianópolis, SC. Foi modelado então um cenário de referência, tendo como base a configuração de destinação final (aterramento) e recuperação dos resíduos (reciclagem) apresentadas neste município, para basear as análises deste estudo, resultando em valores quantificáveis e comparáveis acerca dos impactos de fim-de-vida do papel. Os resultados demonstraram que para gerenciar 1.000 kg de papel, provenientes da coleta de RSU ofertada aos domicílios de Florianópolis, são emitidos 1.016,51 kg CO₂ eq., para a categoria de mudanças climáticas, e 5,75E-03 kg P eq., para a categoria de eutrofização, enquanto são evitados - 1.064,50 m²a para ocupação de solo, e -3.475,46 de demanda acumulada de energia, devido basicamente aos 14% de reciclagem praticados na ilha de Santa Catarina.

A segunda questão levantada fazia referência à existência ou não de vantagens ambientais, caso o papel fosse destinado à incineração, ou se fosse ampliada sua taxa de reciclagem, e ainda se os resultados nestes casos eram influenciados pela distância percorrida pelo papel. Os benefícios de uma fração possível de ser reciclada, conforme exemplo encontrado no gerenciamento de resíduos da Alemanha, foram também modelados nesta fase. Pode-se concluir que a reciclagem foi a alternativa que apresentou o melhor desempenho ambiental entre os cenários modelados, mostrando que os benefícios ambientais são ampliados na medida em que a fração de papel destinada à reciclagem aumenta.

A análise de sensibilidade realizada demonstrou que o transporte para a incineração e para a alternativa de reciclagem não influencia na tomada de decisão quanto à preferência ambiental dos cenários modelados neste estudo, segundo as distâncias que foram testadas.

É importante ressaltar que os processos usados para a modelagem dos cenários são provenientes de base de dados e não representam necessariamente os processos locais.

Por fim, a pesquisa levou em conta as decisões a serem consideradas quanto às abordagens de alocação nos casos onde há reciclagem de ciclo aberto, para fundamentar o desenvolvimento desta dissertação e testar, por meio de um dos cenários estudados, a influência de dois diferentes métodos de alocação nos resultados dos impactos ambientais de um sistema de produtos. Como consequência, foi evidenciado que o método *cut-off* de alocação favoreceu o sistema de reciclagem dos produtos, ao passo que o método 50/50 fracionado, adaptado ao cenário do estudo, beneficiou o desempenho ambiental do sistema de manufatura de produtos compostos por matéria-prima virgem.

Portanto, pode-se concluir que no desenvolvimento de estudos que comparam alternativas de gestão de resíduos, conforme a primeira parte desta pesquisa, as considerações sobre a existência ou não de impactos *upstream* atribuídos à fase de fim-de-vida de um sistema de produto não devem alterar os resultados da tomada de decisão baseada em desempenho ambiental. Contudo, ao avaliar um sistema completo de produtos, do berço ao túmulo, onde exista reciclagem de ciclo aberto, conforme análise de sensibilidade efetuada, a existência de impactos atribuídos aos materiais recuperados para reciclagem vai depender de considerações que ainda não possuem consenso na literatura, tampouco entre as indústrias de produção e reciclagem. Através dos resultados encontrados no cenário modelado, parece lógico que o método 50/50 (e o 50/50 fracionado) de alocação beneficiará o produtor por dividir os impactos da produção de matéria virgem, enquanto o método *cut-off* de alocação vai favorecer o reciclador, por receber sua matéria prima sem impactos atribuídos.

6 REFERÊNCIAS

ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais). (2012). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2012. p. 116
<http://a3p.jbrj.gov.br/pdf/ABRELPE%20%20Panorama2012.pdf>.
Acesso em 9 de Março de 2015.

ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais). (2013). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2013 p. 114. Disponível em www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf. Acesso em Março de 2015.

ABREU, R. L. (2006). FLORIANÓPOLIS (SANTA CATARINA). In: Wikipédia: a enciclopédia livre. Disponível em: <http://commons.wikimedia.org/wiki/File:SantaCatarina_Municip_Florianopolis.svg#mediaviewer/Ficheiro:SantaCatarina_Municip_Florianopolis.svg> Acesso em Abril de 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS (ABETRE). 2013 – Perfil do Setor de Tratamento de Resíduos. Disponível em: http://www.abetre.org.br/biblioteca/publicacoes/publicacoes-abetre/copy2_of_ABETREPerfildoSetordeTratamentodeResduos042013.pdf Acesso em Abril de 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14040**: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura, 21. Rio de Janeiro, 2009a.

_____. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações, 46. Rio de Janeiro, 2009b.

BACHMANN, D. L. (2009). Benchmarking ambiental na indústria de celulose e papel. O Papel, (6) 57-61.

BARBOSA, L.; VELOSO, L. (2014). Consumption, domestic life and sustainability in Brazil. Journal of Cleaner Production, 63, 166 - 172.

BARRETO, L. S. S. (2014). Avaliação ambiental e econômica de ciclo de vida da gestão de resíduos de construção e demolição. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

BAUMANN, H; TILLMAN, A. M. The Hitch Hiker's Guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application. Studentlitteratur, EUA. 1ª Edição. 2004. 543 p.

BENEDET JÚNIOR, G. (2007). Avaliação de incertezas em inventários do ciclo de vida. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina, 79. Florianópolis.

BESEN, G. R., RIBEIRO, H., GUNTHER, W. M. R., JACOBI, P. R. (2014). Selective Waste Collection in the São Paulo Metropolitan Region: Impacts of the National Solid Waste Policy. *Ambiente & Sociedade* 17(3): 253 – 272.

BISWAS, W.K.; ROSANO, M., 2011. A life cycle greenhouse gas assessment of remanufactured refrigeration and air conditioning compressors. *International Journal of Sustainable Manufacturing*, 2 (2-3), 222-236.

BJÖRKLUND, A. E. (2002). Survey of Approaches to Improve Reliability in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 7 (2), 64-72.

BLENGINI, G. A., FANTONI, M., BUSTO, M., GENON, G., ZANETTI, M. C. (2012). Participatory approach, acceptability and transparency of waste management LCAs: Case studies of Torino and Cuneo. *Waste Management*, 32, 1712 – 1721.

BOTAMELLI, J. (2014). Avaliação do processo produtivo de uma associação de catadores de materiais recicláveis no município de Florianópolis. 148 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Brasil. (2010). Lei no. 12.305/2010 Brasil, 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Presidência da República, Brasil.

CARPENTER, A., JAMBECK, J. R., GARDNER, K., WEITZ, K. (2013). Life cycle assessment of end-of-life management options for construction and demolition debris. *Journal of Industrial Ecology*, 17(3), 396 – 406.

CEMPRE (Compromisso Empresarial para Reciclagem). (2015). Fichas técnicas: papel ondulado. Disponível em <http://cempre.org.br/artigo-publicacao/ficha-tecnica/id/3/papel-ondulado> Acesso em Agosto de 2015

CHAVES, G. L. D., SANTOS JR, J. L., ROCHA, S. M. S. (2014). The challenges for solid waste management in accordance with Agenda 21: a Brazilian case review. *Waste Management & Research*, 32(9), 19 – 31.

CHEN C., HABERT, G., BOUZIDI, Y., JULLIEN, A., VENTURA, A. 2010. LCA allocation procedure used as an initiative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 1231 – 1240.

CHERUBINI, E.; SILVA JUNIOR, P. V. DA; SOARES, S. R.; SANTOS, M. A. (2012). Influence of transport on environmental impacts of the production chain of poultry in Brazil. In: 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food sector, 2012, Saint Malo. Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012), 2012. v. 1. p. 879-879.

CHEHEBE, J. R. (1998). Análise do Ciclo de Vida de Produtos – Ferramenta Gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark.

COMPANHIA MELHORAMENTOS DA CAPITAL (COMCAP). 2011. Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos – PGRS do Município de Florianópolis. Versão Digital. Disponível em <http://portal.pmf.sc.gov.br/entidades/comcap/index.php?cms=plano+de+gerenciamento+de+residuos+solidos&menu=5> Acesso em Setembro de 2014.

COMISSÃO EUROPEIA. (2008). Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain directives. Official Journal of the European Commission, 1-28.

DA SILVA, G. A.; BRASHER, M.; LIMA, J. A. O.; LAMB, C. R. Avaliação do ciclo de vida: ontologia terminológica. Instituto Brasileiro de Informação e Ciência e Tecnologia - IBICT. Brasília: 2014

DIAS, A. C.; ARROJA, L. (2012). Comparison of methodologies for estimating the carbon footprint e case study of office paper. Journal of Cleaner Production. 24, 30-35.

DIAS, A. C.; ARROJA, L.; CAPELA, I. (2007). Life Cycle Assessment of Printing and Writing Paper Produced in Portugal. International Journal of Life Cycle Assessment, 12 (7), 521-528.

DOKA, G. (2009) Life cycle inventories of waste treatment services. Ecoinvent report n° 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen, 2009.

ECKELMAN, M. J., ASHTON, W., ARAKAKI, Y., HANAKI, K., NAGASHIMA, S., MALONE-LEE, L. C. 2014. Island waste management systems: Statistics, challenges, and opportunities for applied industrial ecology. Journal of Cleaner Production, 18(2), 306–317.

EKVALL, T., ASSEFA, G., BJORKLUND, A., ERIKSSON, O., FINNVEDEN, G. 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. Waste Management 27: 989 – 996.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. (2001) Allocation in ISO 14041 – a critical review. Journal of Cleaner Production, 9 (3), 197-208.

EKVALL, T., TILLMAN, A. (1997). Open-loop recycling: criteria for allocation procedures. International Journal of Life Cycle Assessment, 2 (3), 155-162.

FINNVEDEN, G., BJÖRKLUND, A., MOBERG, A., EKVALL, T. (2007). Environmental and economic assessment methods for waste

management decision-support: possibilities and limitations. *Waste Management & Research*, 25(3), 263 - 269.

FONSECA, A. S., NUNES, M. I., MATOS, M. A., GOMES, A. P. (2013). Environmental impacts of end-of-life vehicles management: recovery versus elimination. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 1374 - 1385.

FULLANAI PALMER, P., PUIG, R., BALA, A., BAQUERO, G., RIBA, J., RAUGEI, M. (2011). From life cycle assessment to life cycle management: A case study on industrial waste management policy making. *Journal of Industrial Ecology*, 15(3), 458 – 475.

GEMECHU, E.D.; BUTNAR, I.; LLOP, M.; CASTELLS, F. (2012). Environmental tax on products and services based on their carbon footprint: a case study of the pulp and paper sector. *Energy Policy*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.07.028>.

GIUGLIANO, M., CERNUSCHI, S., GROSSO, M., RIGAMONTI, L. (2011). Material and energy recovery in integrated waste management systems: An evaluation based on life cycle assessment. *Waste Management*, 31, 2092 – 2101.

GLEAN - GRUPO DE PESQUISAS EM LEAN. (2011). Layout ACMR: Relatório e Análises. Florianópolis: GLEAN, 2011 (Não publicado).

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., HOSPIDO, A., AGNEMO, R., SVENSSON, P., SELLING, E., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G. 2011. Environmental life cycle assessment of a Swedish dissolving pulp mill integrated biorefinery. *Journal of Industrial Ecology*, 15(4), 568 – 583.

GRANT, T., JAMES, K., LUNDIE, S., SONNEVELD, K. (2001). Stage 2 report for life cycle assessment for paper and packaging waste management scenarios for Victoria. *Eco Recycle Victoria*, Melbourne p. 25.

GUINÉE, J. B. (2002). *Handbook of Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers, 692.

GUINÉE, J. B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R. (2011). Life cycle assessment: past, present, and future. *Environ. Sci. Technol.* 45, 90-96.

HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M. A. (2004). A review of approaches to treat uncertainty in LCA. In *Complexity and integrated resources management. Proceedings of the 2nd biennial meet-ing of the International Environmental Modelling and Software Society (iEMS)*. Switzerlan: edited by C. Pahl-Wostlet *al.* Manno.

HEISKANEN, E. (2002). The institutional logic of life cycle thinking. *Journal of Cleaner Production*, 10, 427 – 437.

HISCHIER R. (2007). Life cycle inventories of packaging and graphical papers. *Ecoinvent report n°. 11*, Swiss Centre for Lyfe Cycle Inventories, Dubendorf, 2007.

HONG, J.; LI, X. Environmental assessment of recycled printing and writing paper: A case study in China. *Waste Management* (32) 264 – 270.

IBÁ – INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (2014a). Dados do setor 2013. Disponível em: http://www.bracelpa.org.br/shared/iba_2014_pt.pdf. Acesso em Janeiro de 2015.

IBÁ – INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (2014b). O setor em números. Disponível em: <http://www.bracelpa.org.br/shared/2014.11.27.booklet-pt.pdf>. Acesso em Janeiro de 2015.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD). 2010

_____. Perfil dos municípios Brasileiros 2011. Rio de Janeiro, 2012.

IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada). (2012). Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos. Brasília, p. 82. <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/1>

21009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf. Acesso em 26 de Fevereiro de 2015.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. (2011). Solid Waste Management in São Paulo: The challenges of sustainability. *Estudos Avançados*, 25(71), 135 - 158.

KERR, W.; RYAN, C., (2001). Eco-efficiency gains from remanufacturing: A case study of photocopier remanufacturing at Fuji Xerox Australia. *Journal of Cleaner Production*, 9(1), 75-81.

LAGARINHOS, C. A. F.; TENÓRIO, J. A. S. (2013). Logística reversa dos pneus usados no Brasil. *Polímeros*, 23(1), 49-58.

LAURIJSSSEN, A., MARSIDI, M., WESTENBROEK, A., WORRELL, E., FAAIJ, A. (2010). Paper and biomass for energy? The impact of paper recycling on energy and CO₂ emissions. *Resources, Conservation and Recycling* (54) 1208-1218.

LINDAHL, M., SUNDIN, E., ÖSTLIN, J. (2006). Environmental issues within the remanufacturing industry. In: *Proceedings of LCE2006. 13th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering*. May 31st – June 2nd. Leuven, Belgium, 447 - 452.

LOPES, E., DIAS, A., ARROJA, L., CAPELA, I., PEREIRA, F. (2003) Application of life cycle assessment to the Portuguese pulp and paper industry. *Journal of Cleaner Production* (11) 51-59.

LUNDIE S., CIROTH A., HUPPES, G. (2007). Inventory methods in LCA: towards consistency and improvement. Final report. UNEP-SETAC Life Cycle Initiative.

MANDA, B. M. K., BLOK, K., PATEL, M. K. (2012). Innovations in papermaking: An LCA of printing and writing paper from conventional and high yield pulp. *Science of the Total Environment* (439), 307-320.

MATHEYS, J., AUTENBOER, W. V., TIMMERMANS, J.-M., VAN MIERLO, J., VAN DEN BOSSCHE, P., MAGGETTO, G. (2007). Influence of Functional Unit on the Life Cycle Assessment of Traction Batteries. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12 (3), 191-196.

MERRILD, H., DAMGAARD, A., CHRISTENSEN, T. H. 2008. Life cycle assessment of waste paper management: The importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration. *Resources, Conservation and Recycling*, 52, 1391 – 1398.

MOURAD, A. L., SILVA, H. L. G., NOGUEIRA, J. C. B. (2014). Life cycle assessment of cellulose packaging materials production: folding box board and kraftliner paper. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, 968 - 976.

MOURAD, A. L., GARCIA, E. E. C., VILELA, G. B., VON ZUBEN, F. (2008). Environmental Effects from a Recycling Rate Increase of Cardboard of Aseptic Packaging System for Milk Using Life Cycle Approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (2), 140 - 146.

NICHOLSON, A. L., OLIVETTI, E. A., GREGORY, J. R., FIELD, F. R., KIRCHAIN, R. E. (2009). End-of-life LCA allocation methods: Open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions. *IEEE - International Symposium on Sustainable Systems and Technology*, (pp. 1-6).

PIOTTO, Z. C. (2003). Eco-eficiência na Indústria de Celulose e Papel - Estudo de Caso. 379 f. Tese (Doutorado em Engenharia) Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

RAMIREZ, P. (2009). Análise de Métodos de Alocação Utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

RIGAMONTI, L., GROSSO, M., GIULIANO, M. (2009). Life cycle assessment for optimizing the level of separated collection in integrated MSW management systems. *Waste Management*, 29, 934 – 944.

SAAVEDRA, Y. M. B., BARQUET, A. P. B., ROZENFELD, H., FORCELLINI, F. A., OMETTO, A. R. (2013). Remanufacturing in

Brazil: case studies on the automotive sector. *Journal of Cleaner Production*, 53, 267 - 276.

SANER, D., WALSER, T., VADENBO, C. O. (2012). End-of-life and waste management in life cycle assessment — Zurich, 6 December 2011. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17: 504-510.

SHEN, L., WORRELL, E., PATEL, M. K. (2010). Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 55, 34 – 52.

SOARES, S. R.; PEREIRA, S. W. (2004). Inventário da produção de pisos e tijolos cerâmicos no contexto da análise do ciclo de vida. *Revista Ambiente Construído*, 4.

SONNEMANN, G. W.; SCHUMACHER, M.; CASTELLS, F. (2003). Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator. *Journal of Cleaner Production*, 11, 279-292.

SPIELMANN, M., BAUER, C., DONES, R., TUCHSCHMID, M. (2007). Transport services. *Ecoinvent report n° 14*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf, 2007.

TAN, Q., ZENG, X., IJOMAH, W. L., ZHENG, L., LI, J. (2014). Status of End-of-life Electronic Product Remanufacturing in China. *Journal of Industrial Ecology*, 18(4), 577 – 587.

TILLMAN, A. EKVAL, T; BAUMANN, H. RYDBERGT, T. (1994). Choice of System Boundaries in Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*. 2, 1 - 9.

UNEP (United Nation Environmental Programme). (2009). *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products: Social and Socio-economic LCA Guidelines Complementing Environmental LCA and Life Cycle Costing, Contributing to the Full Assessment of Goods and Services within the Context of Sustainable Development*. UNEP, Paris.

WANG, L., TEMPLER, R., MURPHY, R. J. (2012). A Life Cycle Assessment (LCA) comparison of three management options for waste

papers: Bioethanol production, recycling and incineration with energy recovery. *Bioresource Technology* (120) 89 – 98.

Wenisch, S., Rousseaux, P., Métivier-Pignon, H. (2004). Analysis of technical and environmental parameters for waste-to-energy and recycling: household waste case study. *International Journal of Thermal Sciences* (43) 519 - 529.

WENZEL, H., HAUSCHILD, M., ALTING, L. (2001). Environmental Assessment of Products. In: *Methodology, Tools and Case Studies in Product Development*. Third edition. Volume 1. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

XAVIER, J. H.; CALDEIRA-PIRES, A. (2004). Uso potencial da Análise de Ciclo de Vida de Produtos (ACV) para a caracterização de impactos ambientais na agricultura. *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, 21 (2), 311-341.