

PREVENÇÃO DO DESPERDÍCIO ALIMENTAR SOB A AVALIAÇÃO DE CICLO
DE VIDA: FERRAMENTA E APLICAÇÃO EM CASOS PRÁTICOS

Alba Cánovas Creus

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

Orientadores: Edilson Fernandes de Arruda
Anna Bernstad Saraiva Schott

Rio de Janeiro
Março de 2018

PREVENÇÃO DO DESPERDÍCIO ALIMENTAR SOB A AVALIAÇÃO DE CICLO
DE VIDA: FERRAMENTA E APLICAÇÃO EM CASOS PRÁTICOS

Alba Cánovas Creus

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

Examinada por:

Prof. Edilson Fernandes de Arruda, D.Sc.

Prof^a. Anna Bernstad Saraiva Schott, D.Sc.

Prof^a. Elen Vasques Pacheco, D.Sc.

Prof^a. Ana Lúcia do Amaral Vendramini, D.Sc.

Prof^a. Cássia Maria Lie Ugaya, D.Sc.

Prof. Francisco Antonio Dória, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MARÇO DE 2018

Creus, Alba Cánovas

Prevenção do desperdício alimentar sob a avaliação de ciclo de vida: ferramenta e aplicação em casos práticos / Alba Cánovas Creus. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2018.

XXIII, 238 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Edilson Fernandes de Arruda

Anna Bernstad Saraiva Schott

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia de Produção, 2018.

Referências Bibliográficas: p. 222-238.

1. Desperdício de alimentos. 2. Avaliação de ciclo de vida. 3. Prevenção de resíduos. I. Arruda, Edilson Fernandes de *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia de Produção. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Nada é por acaso, e assim também é o caminho que me levou à redigir esta tese, o caminho que me levou para o Brasil e me fez percorrer estes cinco anos intensos e cheios de vida. Este agradecimento é para todas as pessoas envolvidas neste processo, porque não é só da tese, mas das contribuições de cada um que passou na minha vida ao longo desses anos. Sem vocês, eu não estaria aqui agora.

A ponte que me levou para o SAGE foi o André Pontes, valha a redundância. Nunca vou esquecer do primeiro dia em que eu cheguei e fui acolhida com um café na copa. Obrigada! Agradeço aos meus colegas de laboratório pelas suas contribuições, acadêmicas e extra-curriculares, pelos bons momentos compartilhados, pelas trocas: Ana Carolina, Sandrine, Dejair, Mauro, Bruna, Carla, Renata, Elton, Lourenço, Sibebe, Sérgio, Ricardo, Edu, Leo, Vanessa, Laurelena, Larissa, Caio, Marina, Rafael, Isabelle, André e Marcelle.

Aos amigos e amigas tão estrangeiros e tão cariocas quanto eu, que me acompanharam no Rio, agradeço a companhia, as viagens, as saídas, os risos: Baldesca, nunca esquecerei as primeiras cervejas tomadas na orla de Copacabana, obrigada por me receber e por manter essa união. Marta, sempre estarei grata por me acolher na sua casa e no seu coração, por fazer a viagem nas veias da América Latina juntas. Jess, o nosso destino estava escrito e tínhamos que nos conhecer. Tilmann, engraçado como as pesquisas unem as pessoas, obrigada. Laura, obrigada pelo seu carinho de sempre, por oferecer sua escuta e essa compreensão imensa.

Neste último ano meu vínculo com o alimento se tornou mais complexo e rico, e devo agradecer a duas pessoas que tornaram esse vínculo mais especial, duas amizades para valer, daquelas para vida toda. Mônica, você desprende muita sabedoria, e te admiro muito. Por muito mais trocas ao redor daquilo que mais gostamos e que nos dá mimo e cuidado. Elisa, minha companheira e amiga, sempre poderíamos passar horas e horas conversando. Contigo me sinto à vontade e me identifico, e pode contar com outra mãe sempre que quiser.

Agradeço ao pessoal do SAGE que sempre esteve ali à disposição: Sheyla, Rafa, Juliano, Rocha e Soyla. Seu Zé, vou sentir muitas saudades de você, acho que vai ser a despedida mais difícil.

Por mulheres especiais que neste último ano me ajudaram a me conectar com o feminino, e nesse processo, conectei o feminino com o alimento e com os ciclos: Larissa e o grupo de tratamentos naturais para endometriose, Luciana, Tati, Palmira, Claudia e a coletiva de mulheres latinoamericanas, Ana Carolina, Luna, Maria, Polyana, Isabella e o círculo das 13 luas, Virginia, Gina, Emma, Isadora, Nanda, Paula, Irene, Caro, Moni, Diana, e tantas outras mulheres.

Por todas as pessoas que ajudaram de uma forma ou outra com contribuições para minha tese: Carol, Regina Tchelly, equipe do Kilowatts, equipe da nutrição do RU, pessoal do CEASA, Igor e o pessoal da Embrapa Solos, toda a equipe do Refetorio Gastromotiva (muito obrigada!).

Ao Jamelão, minha segunda família carioca. Obrigada por ter me ensinado, por ter trazido tanta coisa nova e boa pra mim nesses últimos dois anos. Por ter trabalhado em grupo, estou orgulhosa de todos vocês e tenho certeza que o projeto vai continuar, seja como for.

Obrigada a Anna, que chegou no SAGE em uma hora muito certa para mim. Sem você talvez teria desistido do meu tópico de tese, mas isso me deu forças para continuar. Agora agradeço por ter sido teimosa e ter continuado até o fim. Obrigada pelos conhecimentos, insights e por botar a pilha do trabalho feito!

Ao Rogério, que me acolheu no SAGE com os braços abertos e se não fosse por ele também não estaria aqui agora. Que se fez de professor, orientador, e nos cuidou como pai, ajudando em tudo o que podia. Por todas as caronas oferecidas, por ter me ajudado pessoalmente. Ao longo desses anos me fez virar mais decidida e autônoma, mas a sua falta é o que me fez mais forte. Nada é por acaso, você fez sua passagem o dia em que eu virei Reikiana. Fico bem tranquila com a nossa despedida, pois acho que não deixamos nenhuma pendência solta. Já sabe que eu passei muito bem na qualificação, e abençoei esse momento lhe cantando umas músicas em homenagem.

Obrigada ao Edilson, que nesse momento conturbado, acolheu minha tese e me orientou (mesmo sem saber nada de ACV!) até o fim, trazendo novos olhares e o ritmo que eu precisava para fechar. Agradeço!

Agradeço a quem tem me suportado nesses últimos dois anos, todos os dias, convivendo lado a lado. Filipe, o meu companheiro e parceiro de verdade. Como já sabemos, nosso caminho vem se construindo no dia-a-dia e isso é o que conta, e é o mais prezado que temos. Obrigada por ter me ensinado, mesmo com dureza, os seus aprendizados de vida. Também por termos aprendido juntxs coisas novas, termos evoluído, e termos aceito nossas mudanças. Essa nossa troca é muito valiosa. Por mais construção juntxs seja onde for, Jah Bless.

Agradeço aos seres queridos que estão me esperando do outro lado do Atlântico. Saibam que eu não vou voltar igual ao que era. Agora tenho dois lares. À minha família e aos meus amigos, obrigada por terem me feito a metade do que eu sou hoje. Vocês sempre serão um dos lares da minha vida.

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

PREVENÇÃO DO DESPERDÍCIO ALIMENTAR SOB A AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA: FERRAMENTA E APLICAÇÃO EM CASOS PRÁTICOS

Alba Cánovas Creus

Março/2018

Orientadores: Edilson Fernandes de Arruda
Anna Bernstad Saraiva Schott

Programa: Engenharia de Produção

Esta tese tem como eixo de trabalho o estudo do desperdício de alimentos e a inserção da ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) para análise de estratégias de prevenção de resíduo alimentar. O principal objetivo é construir uma ferramenta baseada em ACV para avaliar os impactos ambientais evitados devido à implementação de ações de prevenção de desperdício alimentar. Para tanto, faz-se uma revisão bibliográfica das principais abordagens usadas na literatura e são propostas algumas diretrizes para a realização de estudos de ACV neste âmbito. De posse das diretrizes e da ferramenta criada, avaliam-se dois casos práticos reais localizados no Rio de Janeiro, Brasil. Um deles quantifica o potencial resíduo evitável e a pegada de carbono associada em dois restaurantes; o outro avalia uma estratégia de prevenção que vai do atacado ao consumidor final, em forma de restaurante social, também do ponto de vista de mudanças climáticas. Com pesquisas auxiliares, ajuda-se a determinar que ainda não existem dados quantitativos sobre desperdício alimentar no Brasil para se usar nos casos práticos, mas são propostos caminhos para quando houver esses dados, em futuras pesquisas ajudar a avaliar várias estratégias de prevenção de resíduo alimentar no Brasil, para poder tomar decisões em nível de políticas públicas e/ou empresariais.

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

FOOD WASTAGE PREVENTION UNDER THE LIFE CYCLE PERSPECTIVE:
TOOL AND PRACTICAL APPLICATION

Alba Cánovas Creus

March/2018

Advisors: Edilson Fernandes de Arruda
Anna Bernstad Saraiva Schott

Department: Production Engineering

This thesis has as main subject the study of food wastage (food losses and waste) and how Life Cycle Assessment (LCA) can be implemented into this topic regarding prevention of food wastage. The main objective is to build an LCA-based tool which allows assessing environmental avoided impacts due to prevention of food wastage strategies. In order to do that, a literature review of the main approaches used is performed and some guidelines are proposed. Along with these and the main tool, two practical cases are assessed, both located in Rio de Janeiro, Brazil. One of them assesses the potential avoidable food wastage and associated carbon footprint in two restaurants, the other assesses a prevention strategy from wholesales to consumption, in a social restaurant, also from a climate change perspective. Auxiliary research yields that little data is currently available in Brazil regarding food wastage amounts, a setback in the study of LCA practical cases. Nevertheless, some proposals are posed for future research when such data becomes available in order to assess several prevention strategies in Brazil, for decision makers in public policy or private stakeholders.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Motivação	1
1.2. Objetivos.....	3
1.2.1. Objetivo Geral	3
1.2.2. Objetivos Específicos	3
1.3. Estrutura da Tese	4
CAPÍTULO 2. PROBLEMA DE PESQUISA	6
2.1. Contextualização sobre o desperdício alimentar	6
2.1.1. Situação mundial	8
2.1.2. Problemática multidimensional	9
2.1.2.1. Problemática social.....	9
2.1.2.2. Problemática econômica.....	11
2.1.2.3. Problemática ambiental	12
2.1.3. Causas do desperdício alimentar	13
2.2. Fundamentos teóricos sobre o desperdício alimentar.....	17
2.2.1. Definições.....	17
2.2.2. Mensuração e quantificação	20
2.3. Desperdício alimentar e avaliação de impactos ambientais	24
2.4. A prevenção do desperdício alimentar e a avaliação de impactos ambientais	25
2.4.1. A hierarquia de resíduos	25
2.4.2. Políticas públicas em ACV e prevenção de resíduos sólidos orgânicos.....	27
2.5. Justificativa do problema de pesquisa	30
2.6. Escopo da pesquisa.....	33
2.7. Método.....	33
CAPÍTULO 3 – REVISÃO DA LITERATURA	36
3.1. A ACV para quantificação de impactos ambientais do desperdício de alimentos	36
3.1.1. Introdução.....	36
3.1.2. Crítica à antiga abordagem	36
3.1.2.1. Fronteiras do sistema: abandonando a carga zero	37
3.1.2.2. Inclusão de Perdas e Descarte	38

3.1.2.3. Revisão da literatura	39
3.1.3. Metodologias e abordagens atuais	40
3.1.3.1. A metodologia da FAO.....	40
3.1.3.2. O projeto FUSIONS	46
3.2. A ACV para quantificação dos impactos evitados da prevenção do desperdício de alimentos.....	47
3.2.1. Introdução	47
3.2.2. Por quê um guia metodológico?	48
3.2.3. Definição de objetivo e escopo.....	49
3.2.3.1. Cenários de comparação	49
3.2.3.2. Abordagem atribucional ou consequential.....	50
3.2.3.3. Unidade Funcional.....	51
3.2.3.4. Fronteiras do sistema	52
3.2.4. Inventário de ciclo de vida	55
3.2.4.1. Qualidade dos dados	55
3.2.4.2. Fração evitável: distinção entre frações de PD e alocação de impactos	56
3.2.5. Avaliação de impacto de ciclo de vida	57
3.2.5.1. Indicadores ambientais	57
3.2.5.2. Estimativa de PD e impactos ao longo da CSA	58
3.2.5.3. Avaliação de impactos evitados	58
3.2.5.4. Efeitos indiretos da prevenção de PD.....	60
3.3. Levantamento de ações de prevenção de desperdício alimentar e seus impactos	60
3.3.1. Introdução	60
3.3.2. Objetivo e escopo	63
3.3.3. Materiais e métodos.....	65
3.3.3.1. Estágio da cadeia ou do ciclo de vida.....	66
3.3.3.2. Tipo de ação.....	68
3.3.3.3. Consequências ambientais, sociais e econômicas	71
3.3.4. Resultados e discussão.....	73
CAPÍTULO 4 – FERRAMENTA DE ACV PARA AVALIAR OS IMPACTOS AMBIENTAIS ORIUNDOS DO DESPERDÍCIO E DA PREVENÇÃO.....	79
4.1. Proposta metodológica	79
4.1.1. Estudo de ACV de desperdício de alimentos: ICV e AICV	79
4.1.2. Estudo de ACV de prevenção de desperdício de alimentos	81

4.2. Sequência de cálculo	84
4.2.1. Parâmetros da ACV	85
4.2.2. Definição de variáveis e nomenclatura.....	86
4.2.3. Requerimentos de dados.....	88
4.2.4. Etapas de cálculo – Cenário <i>Baseline</i>	89
4.2.5. Etapas de cálculo – Cenário de prevenção	92
4.3. Exemplo de aplicação da ferramenta.....	93
4.3.1. Balanço de massa, estimativa de PD e impactos ambientais (emissões GEE) do cenário <i>Baseline</i>	94
4.3.2. Estimativa de PD evitadas e impactos ambientais evitados (emissões GEE) no cenário de prevenção	95
4.4. Discussão.....	97
4.4.1. Considerações na estimativa de PD.....	97
4.4.2. Considerações na estimativa de impactos ambientais acumulados ao longo da cadeia alimentar	98
4.4.3. Considerações dos potenciais de prevenção e seus impactos ambientais evitados.....	99
CAPÍTULO 5 – CASOS PRÁTICOS	101
5.1. CASO PRÁTICO 1 – Emissões de GEE evitáveis em dois sistemas de restaurante: “restaurante universitário x a quilo”	101
5.1.1. Descrição do caso prático	101
5.1.2. Objetivo e escopo	103
5.1.2.1. Unidade funcional.....	104
5.1.2.2. Fronteiras do sistema	104
5.1.3. Materiais e métodos.....	105
5.1.3.1. Materiais	105
5.1.3.2. Método.....	105
5.1.4. Coleta de dados.....	105
5.1.5. Inventário de ciclo de vida	106
5.1.5.1. Suposições e considerações	107
5.1.5.2. Qualidade dos dados	107
5.1.5.3. Resultado da ICV.....	110
5.1.6. Avaliação de impacto de ciclo de vida	115
5.1.6.1. Resultados.....	115
5.1.6.2. Comparação com outros estudos	117

5.2. CASO PRÁTICO 2 – Balanço de emissões de GEE no Refettorio Gastromotiva: restaurante social e ação contra o desperdício alimentar.....	119
5.2.1. Descrição do caso prático	119
5.2.1.1. Diagnóstico prévio.....	120
5.2.2. Objetivo e escopo	122
5.2.2.1. Unidade funcional.....	123
5.2.2.2. Fronteiras do sistema.....	123
5.2.3. Materiais e métodos.....	125
5.2.3.1. Materiais	125
5.2.3.2. Método.....	126
5.2.4. Coleta de dados.....	126
5.2.4.1. Considerações iniciais	126
5.2.4.2. Quantificação.....	128
5.2.5. Inventário de Ciclo de Vida.....	128
5.2.5.1. Suposições e considerações	129
5.2.5.2. Qualidade dos dados.....	129
5.2.5.3. Resultado da ICV.....	132
5.2.6. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida	133
5.2.6.1. Análise de sensibilidade	133
5.2.6.2. Resultados.....	134
5.2.6.2.1. Resultados da sazonalidade e uso de composteira	135
5.2.6.2.2. Resultados anuais	136
5.2.6.2.3. Potenciais teóricos e reais evitáveis.....	137
CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES FUTURAS	139
6.1. Conclusões do capítulo 3 – Revisão da literatura.....	139
6.2. Conclusões do capítulo 4 – Ferramenta de ACV para avaliar os impactos ambientais oriundos do desperdício e da prevenção	140
6.3. Conclusões do capítulo 5 – Casos práticos.....	142
6.3.1. Restaurante a quilo e restaurante universitário.....	142
6.3.2. Refettorio Gastromotiva	143
6.4. Conclusões do Apêndice 1 – Revisão bibliográfica sobre o desperdício de alimentos no Brasil	145
6.5. Conclusões gerais e recomendações futuras.....	145

APÊNDICE 1: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA SOBRE O DESPERDÍCIO DE ALIMENTOS NO BRASIL	147
A1.1.1. Contexto histórico e atual	147
A1.2. Causas do desperdício ao longo da cadeia do alimento.....	149
A1.2.1. Desperdício no campo	150
A1.2.2. Desperdício pós-colheita	150
A1.2.3. Desperdício no transporte	154
A1.2.4. Desperdício no atacado e nas centrais de abastecimento.....	155
A1.2.5. Desperdício no varejo	156
A1.2.6. Desperdício no consumidor	157
A1.3. Quantificação de desperdício no Brasil	159
A1.3.1. Total de desperdício.....	161
A1.3.2. Desperdício em cada etapa da cadeia produtiva	163
A1.3.2.1. Atacado	163
A1.3.2.2. Varejo	164
A1.3.2.3. Consumidor final	165
A1.3.3. Desperdício por tipo de alimento.....	165
A1.3.3.1. Desperdício em grãos, cereais, leguminosas e oleaginosas.....	165
A1.3.3.2. Desperdício em hortaliças e frutas.....	166
A1.3.4. Avaliação econômica sobre desperdício.....	169
A1.3.5. Resumo dos dados	170
A1.4. Legislação	171
A1.5. Oportunidades e desafios	175
A1.5.1. Abordagem geral	175
A1.5.2. Soluções específicas	178
A1.6. Iniciativas contra o desperdício	182
APÊNDICE 2: FUNDAMENTOS TEÓRICOS SOBRE A AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV).....	186
A2.1. Princípios da ACV	186
A2.1.1. Definição	187
A2.1.2. Etapas da ACV	188
A2.1.3. Tipos de ACV	189
A2.2. Procedimento para realizar um estudo de ACV	190

A2.2.1. Definição de objetivo e escopo.....	190
A2.2.2. Inventário de Ciclo de Vida (ICV)	192
A2.2.3. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV).....	192
ANEXO 1 – Metodologias de AICV mais utilizadas nos software de ACV. Elaboração da autora a partir dos sites da Ecoinvent, OpenLCA, Pré Consultants (SimaPro) e Thinkstep (Gabi).....	197
ANEXO 2 – Dados de perdas e descarte por continente e grupo de alimentos da FAO (FAO, 2011).	198
ANEXO 3 – Dados secundários referentes ao CASO PRÁTICO 1	202
A.3.1. Exemplo de Folhas de registro do Restaurante Universitário	202
A.3.2. Pegada de carbono da produção primária (agricultura ou criadouro) dos ingredientes usados para o cálculo dos dois restaurantes.	204
A.3.3. Aproximação de ingredientes para calcular a pegada de carbono dos menus dos dois restaurantes.	206
A.3.4. Valores médios de quilometragem, consumo e emissões de GEE para veículos do ciclo Diesel (MMA, 2010) e para navio, da Ecoinvent (WERNET et al., 2016)	207
A.3.5. Origem dos alimentos e distâncias calculadas através do Google Maps. O transporte foi escolhido segundo a classificação do Ministério de Meio Ambiente para emissões de transporte (MMA, 2011)	207
A.3.6. Dados de consumo de eletricidade para processamento industrial de alguns ingredientes, extraídos do banco de dados LCA Food DK (NIELSEN et al., 2003)	210
A.3.7. Valores de consumo de eletricidade para refrigeração e congelamento de alimentos usados para transporte de carne e peixe. Valores de mercado na Dinamarca em 2002, do banco de dados LCA Food (NIELSEN et al., 2003)	211
A.3.8. Dados usados de emissões de GEE da matriz elétrica do Brasil, médias anuais (MME, 2015).....	211
A.3.9. Dados de processamento em cozinha, extraídos do banco de dados LCA Food DK (NIELSEN et al., 2003)	211
ANEXO 4 – Dados secundários referentes ao CASO PRÁTICO 2.....	212
A.4.1. Índices de cocção dos alimentos mais representativos.....	212
A.4.2. Doação de alimentos e cálculo das perdas “ <i>bottom-up</i> ” (perdas na fase pós-colheita, 10%, perdas na fase agrícola, 20%), considerando os alimentos que somam 90% de representatividade. (FAO, 2011)	214
A.4.3. Pegada de carbono da produção agrícola dos alimentos doados	215
A.4.4. Origem dos alimentos e distâncias consideradas para o transporte desde sua produção até o CEASA-RJ	216

A.4.5. Lista de alimentos comprados, com a origem e distâncias consideradas para o transporte desde sua industrialização até a cidade do Rio de Janeiro; e com a pegada de carbono para cada um.	217
A.4.6. Insumos de limpeza e descartáveis	219
A.4.7. Tratamento de resíduos e pegada de carbono	220
A.4.8. Consumo de energia, água potável e gás natural no RG (NI= não informado) Fonte: faturas mostradas pelo RG	221
A.4.9. Emissões de carbono para os consumos de eletricidade, gás natural e água potável	221
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	222

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Perdas de alimento per capita e dia em forma de kcal Adaptado de (PAPARGYROPOULOU et al., 2014)	10
Figura 2. Definição de Desperdício ou Perdas e Descarte (<i>Food loss = Food wastage</i>) e Descarte (<i>Food waste</i>) Adaptado de CORRADO et al. (2016).....	18
Figura 3. Hierarquia de resíduos orgânicos. Adaptado de MANFREDI et al. (2011). ..	27
Figura 4. Metodologia de avaliação proposta pela FAO. Adaptado de FAO (2013). CSA: Cadeia de Suprimentos Alimentar	45
Figura 5. UF e fronteiras do sistema para comparação de cenários: A é o cenário atual e B o cenário de prevenção. As caixas em azul forte representam impacto, as caixas em azul claro representam impacto evitado. Adaptado de DAVIS et al. (2017)	54
Figura 6. Sistema resultante de passar da situação atual (A) até a situação (B), ou resultado da subtração de sistemas (B-A) Adaptado de DAVIS et al. (2017).....	55
Figura 7. Representação de frações de PD aplicadas em um exemplo de uma maçã. Adaptado de CORRADO et al. (2016)	57
Figura 8. Marco de ação de gerenciamento de resíduos alimentares. Fonte (PAPARGYROPOULOU et al., 2014).	62
Figura 9. Método da criação do banco de dados. Adaptado de (CÁNOVAS; BERNSTAD; VALLE, 2016).....	66
Figura 10. Distribuição das iniciativas encontradas ao redor do mundo. Fonte (CÁNOVAS; BERNSTAD; VALLE, 2016).....	74
Figura 11. Consequências possíveis dos tipos de ações encontrados. (CÁNOVAS; BERNSTAD; VALLE, 2016).....	76
Figura 12. Cruzamento de dados entre tipo de ação (por subtipo) e estágio do ciclo de vida. (CÁNOVAS; BERNSTAD; VALLE, 2016).....	Error! Bookmark not defined.
Figura 13. Modelagem de ICV e AICV para avaliação de PD. Adaptado de (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016).....	80
Figura 14. Modelagem de ICV e AICV para avaliação de prevenção de PD. Adaptado de (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016).....	83
Figura 15. Diagrama de fluxo de massa de uma cadeia de valor do alimento, para um estudo genérico no qual se aplica a ferramenta, com a indicação dos parâmetros correspondentes	87

Figura 16. Representação gráfica dos passos de cálculo segundo a posição (i) do valor inicial (FA _{ij}). De cima para baixo: quando $i=0$; quando $i \neq 0$ ou n ; quando $i=n$	90
Figura 17. Resultados do balanço de massa (em kg) e da avaliação de impacto de ciclo de vida (em kg CO ₂ -eq) para o exemplo de aplicação da ferramenta (caso do trigo nos Estados Unidos).....	95
Figura 18. Comparação de resultados dos dois cenários: resultado do balanço de massa (esquerda) e resultado da AICV (direita). PD: Perdas e descarte.....	96
Figura 19. Restaurante Universitário do Centro de Tecnologia (UFRJ)	103
Figura 20. Restaurante <i>a quilo</i> no Centro de Tecnologia (UFRJ)	103
Figura 21. Fronteiras do sistema do estudo para os dois restaurantes	104
Figura 22. Fluxo de massa para o alimento no restaurante universitário, em relação à 1 kg de alimento ingerido pelo consumidor final. Elaboração própria com o uso do software e!Sankey, versão demo	111
Figura 23. Fluxo de massa para o alimento no restaurante a quilo, em relação à 1 kg de alimento ingerido pelo consumidor final. Elaboração própria com o uso do software e!Sankey, versão demo	112
Figura 24. Composição do menu no restaurante universitário por grupos de alimentos	114
Figura 25. Composição do menu no restaurante a quilo por grupos de alimentos.....	114
Figura 26. Comparação de resultados de emissões de GEE por kg de PD evitáveis, com e sem a consideração de PD acumuladas na CSA. PD: Perdas e Descarte; CSA: Cadeia de Suprimentos Alimentar	119
Figura 27. Fronteiras do sistema. Dados de perdas: FAO (2011). PD: Perdas e Descarte. T: transporte. ETE: Estação de Tratamento de Efluentes.....	125
Figura 28. Etapas consideradas dentro das fronteiras do sistema sob estudo (RG)	127
Figura 29. Diagrama de processos e balanço de massa (em kg) interno do RG durante o período de estudo.....	130
Figura 30. Inventário de Ciclo de Vida (balanço de massa e energia) nas fronteiras do sistema sob estudo (RG) para o período de coleta de dados	133
Figura 31. Caixa K de madeira. Fonte: CAIXA K (2018)	153
Figura 32. Causas de perdas em supermercados no Brasil (ABRAS, 2016).....	157
Figura 33. Evolução das perdas em supermercados no Brasil (preço de custo/faturamento líquido) (ABRAS, 2016).....	165

Figura 34. Modelo de ciclo de vida. As caixas representam processos físicos enquanto as setas, fluxos de energia e matéria. Adaptado de (BAUMANN; TILLMANN, 2004)	188
Figura 35. Etapas da ACV e aplicações diretas (ABNT, 2009a)	189
Figura 36. Esquema de sistema de primeiro plano, sistema de segundo plano, e ecosfera em um ACV (JRC, 2010)	191
Figura 37. Avaliação de impactos do ciclo de vida. Etapas esquemáticas do inventário aos pontos de extremidade de categoria. A normalização e a ponderação não são mostradas e podem começar nos pontos médios ou nos pontos finais (JRC, 2010)	195

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Causas do desperdício de alimentos segundo a etapa da cadeia produtiva	15
Tabela 2. Análise de alguns estudos sobre desperdício alimentar na etapa do consumidor final.....	23
Tabela 3. Identificação de itens envolvendo ACV e/ou prevenção de resíduos sólidos em alguns planos de gestão de resíduos sólidos no Brasil pós-PNRS	29
Tabela 4. Fatores de conversão usados para determinar a parte comestível dos alimentos	44
Tabela 5. Impactos ambientais negativos e positivos relacionados a diferentes alternativas de fim de vida para PD alimentares.	53
Tabela 6. Estágios do ciclo de vida considerados nas publicações consultadas e utilizadas nesta tese	67
Tabela 7. Categorias de "Tipo de ação" dos projetos ReFED e REFRESH consultados	69
Tabela 8. Categorias e subcategorias de tipo de ação definidas neste trabalho.....	70
Tabela 9. Classificação de consequências ambientais, sociais e econômicas usadas neste estudo.....	71
Tabela 10. Definição dos parâmetros utilizados na ferramenta.....	87
Tabela 11. Requerimentos de dados para realizar um estudo seguindo a ferramenta proposta. Exemplo para um item alimentar e um indicador ambiental.	88
Tabela 12. Dados usados para o exemplo prático de aplicação da ferramenta (caso do trigo nos Estados Unidos).....	93
Tabela 13. Origem de dados das etapas de processamento na cozinha e consumo.....	109
Tabela 14. Resultados do ICV em forma de indicadores comparativos para os dois restaurantes	113
Tabela 15. Resultados de ICV e AICV para as diferentes UF apresentadas	115
Tabela 16. Análise de sensibilidade respeito à composição do resíduo evitável	117
Tabela 17. Emissões de GEE evitadas/evitáveis por kg de PD evitadas/evitáveis em vários estudos.	118
Tabela 18. Considerações do balanço de massa feitas para obter o Inventário de Ciclo de Vida	130
Tabela 19. Resultados das emissões de GEE, em valores absolutos e para a UF, e para cada uma das maneiras de expressão dos resultados.....	134

Tabela 20. Resultados das emissões de GEE em quatro cenários: inverno/verão e sem/com composteira	136
Tabela 21. Resultados anuais, com e sem composteira.....	137
Tabela 22. Potenciais teóricos e reais evitáveis de PD na Benassi e na ação de doação para o RG.....	138
Tabela 23. Estimativa da produção anual de produtos alimentícios no Brasil. Elaboração própria.....	162
Tabela 24. Desperdício de alimento total distribuído por elos da cadeia de produção, no Brasil (VELLOSO, 2002).....	163
Tabela 25. Índice de desperdício e distribuição do desperdício ao longo dos elos da produção de alimentos, comparando o total de alimentos na América Latina (FAO, 2013), e as hortaliças e frutas no Brasil (SOARES, 2000).....	168
Tabela 26. Índice de desperdício de alguns frutos (esquerda) e alguns hortigranjeiros (direita) comercializados “in natura” no Brasil ao longo da cadeia de valor (SOARES, 2000).....	169
Tabela 27. Desperdício alimentar (%) nas etapas da cadeia produtiva no Brasil.....	171
Tabela 28. Características de cada tipo de ACV (BAUMANN; TILLMANN, 2004).	190
Tabela 29. Passos obrigatórios e opcionais da etapa AICV	193

LISTA DE SIGLAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRAS: Associação Brasileira de Supermercados

ACV: Avaliação do Ciclo de Vida

AICV: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

BRIC: Brasil, Rússia, Índia e China (termo empregado em economia se referindo aos países que se destacam no cenário mundial como países em desenvolvimento)

CEASA: Central de Abastecimento do Estado do Rio de Janeiro

CSA: Cadeia de Suprimentos Alimentar

EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EPA: *Environmental Protection Agency*

FAO: *Food and Agriculture Organisation*

FdV: Fim de Vida

FIRJAN: Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro

FUSIONS: *Food Use for Social Innovation by Optimising Waste Prevention Strategies*

GN: cubas padrão *Gastronorm*

GEE: Gases de Efeito Estufa

ICV: Inventário do Ciclo de Vida

IPCC: *Intergovernmental Panel on Climate Change*

IPP: Políticas Integradas de Produto

ISO: *International Standard Organization*

JRC: *Joint Research Centre*

MAGRAMA: *Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente*

MMA: Ministério de Meio Ambiente

MME: Ministério de Minas e Energia

PCV: Pensamento de Ciclo de Vida

PD: Perdas e Descarte

PLS: Projeto de Lei do Senado

ReFED: guia para negócios, governo e organizações sem ânimo de lucro para reduzir o desperdício alimentar a grande escala nos Estados Unidos

REFRESH: *Resource Efficient Food and dRink for the Entire Supply cHain*

RG: *Refettorio Gastromotiva*

RSU: Resíduos Sólidos Urbanos

SAASP: Secretaria de Agricultura e Abastecimento de São Paulo

UF: Unidade Funcional

UFRJ: Universidade Federal do Rio de Janeiro

DEFINIÇÕES

Alimento: qualquer substância, seja processada, semi-processada ou crua, que é dirigida para consumo humano. Inclui bebidas, e não inclui cosméticos, tabaco ou substâncias usadas somente como drogas (FAO, 2014).

Cadeia de Suprimentos Alimentar (CSA): série de atividades conectadas para produzir, processar, distribuir e consumir alimento (FAO, 2014).

Desperdício alimentar: diminuição em quantidade ou qualidade de alimento (FAO, 2014).

Desperdício alimentar qualitativo: diminuição dos atributos de qualidade de alimento (FAO, 2014).

Desperdício alimentar quantitativo: diminuição de alimento em massa (FAO, 2014).

Fome: termo sinônimo de subnutrição crônica, ou seja, quando a situação dura mais de um ano (FAO 2017).

Resíduo orgânico: se referindo à fração de resíduo orgânico putrescível (oriundo de alimentos animais e vegetais)

Segurança alimentar: existe quando todas as pessoas, em todo momento, têm acesso físico, social e econômico para alimento suficiente, seguro e nutritivo que atinge suas necessidades de dieta e preferências alimentares para uma vida saudável e ativa. Pelo contrário, insegurança alimentar é quando não se tem este acesso (FAO, 2003).

Subnutrição: um estado que dura até um ano, de incapacidade de adquirir suficiente alimento para atingir requerimentos energéticos da dieta (FAO 2017).

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO

1.1. Motivação

Segundo a *Food and Agriculture Organization* (FAO, do inglês, Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura), existe oferta suficiente para alimentar a população mundial, porém, a fome atinge 11% da humanidade (815 milhões de pessoas em 2016) (FAO, 2017). Além disso, as terras agrícolas estão se submetendo à superexploração, usando agrotóxicos pulverizados para aumentar a produtividade e necessita-se de água e de energia elétrica que precisam ser produzidas para conservar, transportar e comercializar uma quantidade de alimentos da qual um terço vai parar no lixo (FAO, 2013). Isto representa 1,3 bilhão de toneladas de comida por ano no mundo e é equivalente à geração de 3,3 Gt de CO₂. Todos os recursos usados para produzir a comida descartada – por exemplo, água, solo, fertilizantes, energia – são, como consequência, desperdiçados.

De igual forma, no Brasil, 60% da produção de alimentos são descartados antes de chegarem ao prato. Isto representa um total de 39 mil toneladas de comida convertidas em lixo, por dia. Essa quantidade poderia alimentar 19 milhões de pessoas, considerando as três refeições diárias básicas. Sob o aspecto econômico, isso representa uma perda de R\$ 12 bilhões anuais. O Brasil é o 6º país do mundo no *ranking* da subnutrição, com milhares de pessoas em situação de insegurança alimentar (EDINGTON et al., 2013). Em outras palavras, o desperdício alimentar é um problema que abrange as esferas ambiental, econômica e social.

O desperdício de alimentos, mesmo parecendo absurdo à lógica de cada um de nós, torna-se necessário para manter a demanda de mercadorias em alta e sem ele haveria uma diminuição do PIB (PALLANTE, 2013). Argumenta-se que um sistema econômico baseado no crescimento não pode abrir mão desta condição. Do ponto de vista dos consumidores, o desperdício é um sinal de *status* e de excesso, sintomas da sociedade atual. Este é um mecanismo comum que aliena os consumidores da origem dos bens e do fato que a terra é um reservatório finito de onde cada vez se retiram maiores

quantidades de recursos e os transformamos, cada vez em intervalos de tempo menores, em lixo.

Um dos fatores influentes na perda de alimentos é o número de etapas que existe entre a colheita e o prato do consumidor; ao se diminuir o número de etapas, acaba-se diminuindo também o desperdício. A solução, portanto, é o planejamento desde a plantação, passando pela logística (EDINGTON et al., 2013). O problema hoje em dia está distribuído entre esses elos da cadeia, que em geral não se conversam e uns “jogam as culpas nos outros”; cabe, portanto, avaliar o sistema como um todo. Existe uma questão fundamental de rastreabilidade e de ter que satisfazer padrões de qualidade de um estoque perecível, o de alimentos (BELIK, 2016; BONJANIC, 2016; FREIRE, 2016). Porém, uma questão é clara: o desperdício alimentar e a prevenção de resíduos estão intrinsecamente ligados; o último é a solução do primeiro.

Quando se fala de logística, elos da cadeia e impactos ambientais, é comum convergir à Análise de Ciclo de Vida (ACV). É uma técnica que permite avaliar os impactos ambientais ao longo das etapas do ciclo de vida de um bem. Foi pensada para entender melhor esses impactos em todo ao longo da vida de um bem (produto, serviço ou evento), já que, comumente, as outras técnicas de impacto ambiental focam somente no uso ou no fim de vida, deixando de lado a extração das matérias-primas ou o processo de fabricação, como explica a mesma norma ISO que regulariza a sistematização da ACV (ISO 14040, 2006)¹. Essa técnica vem ganhando cada vez mais importância em âmbito mundial desde os anos 1990 (IBICT, 2017), exatamente por ser mais coerente e abrangente do que outras ferramentas de avaliação de impacto ambiental.

Por conseguinte, se a solução contra o desperdício alimentar é o planejamento em todas as etapas da cadeia do alimento, a ACV pode contribuir, identificando os pontos cruciais de impacto ambiental, com o intuito de focar os esforços de diminuição do desperdício onde for mais relevante atuar. Por outro lado, a ACV é muito aplicada na área de resíduos, sendo muito usada na comparação de diferentes técnicas de tratamento de resíduos, para se escolher a melhor destinação de um dado tipo de rejeito (LAURENT et al., 2014). Já no campo do desperdício e da prevenção de resíduos, existem poucos estudos de ACV. Isso porque a prevenção não é um tratamento, mas

¹ No Apêndice 2 se apresentam os fundamentos teóricos básicos sobre a Avaliação de Ciclo de Vida segundo as normas ISO.

uma estratégia de gestão de resíduos; a aplicação da ACV deve ser feita, então, sob outra ótica bem diferenciada.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo Geral

Contribuir no âmbito da Avaliação de Ciclo de Vida com uma proposta metodológica mais específica para abordar e lidar com o desperdício de alimentos e a sua prevenção, e aplicar a abordagem proposta em casos práticos.

1.2.2. Objetivos Específicos

- Analisar e discutir as metodologias e abordagens atuais sobre ACV e prevenção do desperdício de alimentos, para tal de propor o embasamento metodológico da tese;
- Levantar dados e mapear ações de prevenção e minimização do desperdício de alimentos ao longo de toda a cadeia de valor destes e relacionar qualitativamente os resultados obtidos com os conceitos de gestão de ciclo de vida; a fim de entender quais ações vem sendo implementadas, e como elas podem contribuir à minimização do desperdício desde um ponto de vista de ciclo de vida;
- Fazer um levantamento bibliográfico da situação atual no Brasil sobre desperdício de alimentos, suas causas, quantificação, legislação e ações de prevenção, a fim de entender e contextualizar a problemática no país e procurar por dados úteis para realizar estudos de ACV e desperdício de alimentos²;
-
- Elaborar uma ferramenta baseada na Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) para a avaliação ambiental de ações de prevenção do desperdício alimentar, testando-a em casos práticos localizados no Rio de Janeiro (Brasil). Entende-se como ferramenta, umas recomendações metodológicas junto com uma seqüência de cálculo redigida em formulações matemáticas para ser replicável.

² Esta parte da tese ficou concentrada no Apêndice 1.

1.3. Estrutura da Tese

A prevenção de resíduos de alimentos é uma temática ainda pouco estudada através da ACV, tanto em nível internacional quanto no Brasil, local em que o assunto apenas foi discutido, mas não levado à prática (SCHNEIDER, 2013a). Por essas razões, o presente trabalho faz a ponte entre uma temática tão relevante e atual como é o desperdício de alimentos, e uma técnica já mundialmente consagrada que é a ACV, para trazer novos vínculos entre essas áreas e contribuir com novos resultados. O presente trabalho se estrutura por capítulos, que estão brevemente resumidos a seguir.

O Capítulo 1 apresenta de forma sumária a motivação para o desenvolvimento deste trabalho, contendo uma introdução e apresentando os objetivos.

O Capítulo 2 contextualiza o problema de pesquisa, explicando a magnitude tanto do desperdício de alimentos, as definições usadas sobre desperdício de alimentos, e também seus impactos – sociais, ambientais e econômicos –, além do papel da prevenção de resíduos dentro desses aspectos. Após a contextualização, são apresentados a justificativa, o escopo e o método de pesquisa utilizado.

O Capítulo 3 contém a revisão bibliográfica mais específica do problema da tese, que amplia o conteúdo da justificativa do trabalho, mas ao mesmo tempo agrega uma discussão da bibliografia, e da inovação proposta como contribuição acadêmica. São trazidas duas análises de revisão do estado da arte: a primeira, é sobre como a ACV quantifica os impactos ambientais oriundos do desperdício de alimentos. A segunda, versa a quantificação, via ACV, dos impactos ambientais evitados oriundos da prevenção do desperdício de alimentos. Busca-se, assim, identificar os principais *gaps* de conhecimento, fazendo-se uma crítica ao atual estado da arte. Por último, uma outra revisão da literatura é realizada: um levantamento de ações de prevenção do desperdício alimentar ao redor do mundo. A análise classifica e caracteriza as ações por vários critérios e estabelece relações entre suas características e o pensamento de ciclo de vida.

O Capítulo 4 propõe, baseado nos resultados do Capítulo 3, um vínculo entre ACV e desperdício, em forma de uma ferramenta para avaliar os impactos ambientais evitados oriundos da prevenção do desperdício alimentar, recolhendo as melhores práticas já existentes e acrescentando novas contribuições obtidas nos capítulos anteriores. Esta

ferramenta é uma proposta metodológica baseada na revisão da literatura feita no capítulo 3, mais uma seqüência de cálculo para poder ser replicada.

O Capítulo 5 traz aplicações práticas do proposto no Capítulo 4, de uma maneira mais extensa e detalhada, em dois casos localizados na cidade do Rio de Janeiro. No primeiro, um caso de dois restaurantes universitários é analisado, sob o ponto de vista de qual sistema é mais eficiente quanto ao desperdício gerado. São avaliados também os potenciais de desperdício e os impactos evitáveis. No segundo estudo de caso, uma ação de combate à insegurança alimentar, através de um restaurante social, é analisada como ação de prevenção; faz-se uma análise custo-benefício de emissões de gases de efeito estufa.

O fechamento do trabalho, no capítulo 6, inclui conclusões e recomendações futuras. Contém também um resumo dos resultados de cada capítulo: desde a discussão teórica, passando pelos eixos principais da ferramenta, até os casos práticos, em forma de resultados e discussão. Neste capítulo, também são reavaliados os objetivos que foram ou não alcançados e faz-se recomendações para futuros trabalhos relacionados à mesma temática.

O Apêndice 1 situa a problemática do desperdício de alimentos no Brasil e faz uma revisão da literatura do seu histórico, causas, quantificação, legislação e prospecções futuras, e o Apêndice 2 traz os fundamentos teóricos sobre ACV para quem não conhece a técnica ou não tem acesso à norma ISO.

CAPÍTULO 2. PROBLEMA DE PESQUISA

2.1. Contextualização sobre o desperdício alimentar

Em 2011 o planeta atingiu a população de 7 bilhões de pessoas, e em 2050, a previsão é que 9,1 bilhões de pessoas povoem a terra, 34% a mais do que hoje. A urbanização continuará acelerando, sendo que 70% da população mundial será urbana, face aos 49% de hoje em dia (FAO, 2009). O mundo está à frente de uma impossibilidade para poder alimentar toda essa população. A projeção em termos alimentares, para 2050, é de um aumento de 60-70% na produção de alimentos; o compasso do aumento da produção dos grãos principais (trigo, milho e arroz) já não acompanha o crescimento da população. Assim, espera-se escassez (terá que se aumentar de 2,1 bilhões de toneladas para 3 bilhões); o consumo de carne cresce (hoje em dia são 200 milhões de toneladas por ano e em 2050 espera-se que sejam 470 milhões), refletindo em uma grande carga ambiental (BELIK, 2016; BONJANIC, 2016; FAO, 2009; FREIRE, 2016). Para Walter Belik, professor da Unicamp, esse perfil de consumo deveria mudar, assim como também a competição de terra para produção de energia e produção de alimento, lembrando que terra é equivalente a uso da água associada para os cultivos (BELIK, 2016).

Segundo a FAO, ainda hoje, 800 milhões de pessoas passam fome no mundo (FAO, 2015b). Existe de fato uma correlação entre pobreza e subnutrição. A adequação energética é um termo usado para definir o que um país produz para se sustentar, de acordo com suas necessidades. Se a alimentação for à base de tubérculos, cereais e raízes, esse perfil pode levar sim à subnutrição infantil crônica. “A carne é necessária”, aponta BELIK (2016), argumentando que a demanda por carne, no mundo, é muito alta, mas também mal distribuída, com certos excessos e carências BELIK (2016).

Quais as tendências e as soluções que a indústria de alimentos e a visão produtivista apontam para alimentar um futuro planeta cada vez mais populoso e com uma previsão da estagnação da produtividade? A grande pergunta, talvez seja: haverá recursos naturais suficientes (solo, água e diversidade genética) para suprir a demanda (FAO, 2009)? A solução básica é investir em tecnologia e educação para atingir esses objetivos. Uma das vias que vem já se trabalhando é a pesquisa em novas tecnologias

(por exemplo, genética, biotecnologia e nanotecnologia) aplicadas ao setor alimentar. Segundo especialistas, estamos já na geração “*Food 2.0*”, onde em um futuro não muito distante a carne será produzida a partir de tecido animal, de forma artificial através da biotecnologia. No campo, pensa-se sempre em se intensificar o uso da terra para ter mais rendimento por espaço cultivado (aumentar a produtividade), seja com novas tecnologias, produção vertical, capacitação de conhecimento, dentre outros (BELIK, 2016; BONJANIC, 2016; FAO, 2009; FREIRE, 2016). Também fala-se de proteínas alternativas, para substituir o consumo de carnes e laticínios, por exemplo, extraindo mais proteínas das plantas, ou através do consumo de insetos. Em entrevista com COELHO (2018), o diretor-geral da FAO, José Graziano da Silva, afirma que “é nos agricultores familiares que está a resposta para os problemas da alimentação no mundo”. Ele defende que “o aumento da produção de alimentos não é a prioridade do momento. Em lugares muito localizados, na África subsariana, por exemplo, vários países têm um problema de conseguir produzir a quantidade de alimentos de que necessitam para a sua população, mas não é uma situação generalizada, são problemas localizados em regiões muito particulares. Temos a tecnologia dominada para permitir a produção dos alimentos de que precisamos, e de alimentos saudáveis” (COELHO 2018). As temáticas propostas para “alimentar a população de 2050” envolvem sustentabilidade, saúde, segurança alimentar e inovação (FUTURE FOOD 2050, 2017).

Uma das outras soluções é reduzir o desperdício de alimentos: seguindo essas projeções para 2050, se tivermos que aumentar a produtividade, uma possível solução seria diminuir o desperdício. Se as perdas hoje em dia representam 30% da produção mundial, uma redução só da metade desse desperdício, resolveria 25% do problema da oferta aponta BELICK (2016). Lembrando que, dos Objetivos do Milênio (ODM), agora substituídos pelos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), existem “reduzir lixo” e “reduzir fome”, deixando em evidência que acabar com o desperdício de alimentos é necessário (NAÇÕES UNIDAS, 2017).

A FAO vem fazendo estudos desde 2011 bem mais focados no desperdício de alimentos mundial e foi ela que começou a “abrir os olhos” para esta visão agregada e global das perdas nos dias atuais (BELIK, 2016; BONJANIC, 2016; FREIRE, 2016). Tal conscientização se manifestou em 2013, ano em que a jornada mundial pelo meio ambiente, das Nações Unidas, foi dedicada exclusivamente ao problema do desperdício alimentar (WED, 2017).

2.1.1. Situação mundial

O mundo desperdiça, anualmente, cerca de 1,3 bilhão de toneladas de alimentos, enquanto produz 6 bilhões de toneladas de produtos agrícolas (incluindo alimentação para criação de animais). Este foi o grande resumo do relatório “Os rastros do desperdício de alimentos: impactos sobre os recursos naturais”, elaborado pela FAO em 2013 (FAO, 2013). Os efeitos desse desperdício proporcionam prejuízos significativos à sociedade, além de perdas econômicas (PEIXOTO; PINTO, 2016).

Segundo o mesmo relatório (FAO, 2013), os vilões do desperdício em nível mundial são os cereais, porque também são os maiores em produção – esse dado exclui os cereais para cerveja-, e essa parte está concentrada no continente asiático. O segundo maior grupo de alimentos desperdiçados são os legumes, depois as raízes, as frutas, os produtos lácteos, a carne, as leguminosas e oleosas e, finalmente, o peixe. Só os produtos vegetais somam 85% do total do desperdício em nível mundial.

Seguindo por regiões, a Ásia industrializada (28% do total) é a que mais desperdiça em termos absolutos, seguida pelo Sul e Sudeste asiático (22%). Em terceiro lugar está a Europa, e depois, em ordens de grandeza parecidas, seguem América Latina, África Subsariana, América do Norte e Oceania; e Norte da África, Oeste Asiático e Ásia Central. Mas, se formos observar em termos relativos, per capita, os campeões são os países desenvolvidos (América do Norte e Oceania; Europa; Ásia Industrializada), com valores entre 300 e 350 kg de desperdício por pessoa ano. A América Latina está em torno de 260 kg/pessoa/ano, enquanto a média mundial está em 245 kg/pessoa/ano (FAO, 2013).

Ainda segundo a FAO, calcula-se que 54% do desperdício de alimentos no mundo ocorrem nas etapas da produção, da manipulação pós-colheita e da armazenagem dos produtos – sendo esses desafios mais intensos nos países em desenvolvimento, nos quais 33% do desperdício acontece só na produção agrícola, que é a etapa que contribui mais. O processamento, a distribuição e o consumo são responsáveis pelos 46% restantes desperdiçados, sendo mais constatados nas regiões mais industrializadas ou de renda média mais elevada (PEIXOTO; PINTO, 2016).

Analisando os dados com mais detalhe, todos os países sofrem ao redor de um terço das perdas de alimentos durante a produção agrícola. No entanto, o desperdício de alimentos no varejo e no nível do consumidor tende a ser maior em regiões de média e alta renda – onde responde por 31-39% do desperdício total – do que em regiões de baixa renda (4-16%) (FAO, 2013).

No mesmo estudo da FAO, faz-se uma análise de *hotspots* (pontos cruciais), para ver os pares de maior contribuição no mundo (combinações entre região e tipo de alimento). Nos pares região-alimento, dentre os 10 primeiros maiores contribuintes (contribuem com 54% do desperdício mundial) aparece Ásia 7 vezes, sendo o maior contribuidor o par legumes-Ásia industrializada. Isto se explica porque essa região domina o mercado de produção mundial de legumes, com mais do 50% do total de participação, e também o maior consumidor de legumes, com mais do 50% da demanda mundial. Dentre esses 10 maiores contribuintes, também aparecem as frutas, na região da América Latina, na sétima posição. Ao serializar a mesma análise per capita, as frutas na América Latina aparecem na posição quatro. Outros *hotspots* encontrados são os cereais na Ásia, as raízes na África Subsariana e as raízes e cereais na Europa (FAO, 2013).

2.1.2. Problemática multidimensional

2.1.2.1. Problemática social

Garantir a segurança alimentar da população mundial é um dos principais desafios globais. Considerando que cerca de 800 milhões de pessoas passam fome diariamente no mundo, e que, segundo dados da FAO, será necessário que haja produção de alimentos suficientes para alimentar a população mundial que deverá chegar a 9 bilhões até 2050 (destas, 5,16 bilhões na Ásia e 2,4 bilhões na África), faz-se necessário: i) uma abordagem integrada e inovadora para que se consiga assegurar a produção sustentável de alimentos para o consumo humano e ii) estratégias para combater a fome e o desperdício de alimentos (EMBRAPA, 2015; PEIXOTO; PINTO, 2016).

A população mundial se encontra em um nível de insegurança alimentar inaceitavelmente elevado (FAO, 2013 apud EMBRAPA, 2015), uma vez que a cada ano se observam aumentos de perdas de alimentos. Em alguns países da África, Caribe e

Pacífico, que possuem clima tropical e apresentam baixa tecnologia em infraestrutura, observam-se elevados percentuais de perdas e descarte que podem alcançar até 40-50% (SPORE, 2011 apud EMBRAPA, 2015). É então justamente nas mesmas regiões do mundo que há coexistência dos dois fenômenos (insegurança alimentar e desperdício). Sendo assim, a melhoria da segurança alimentar passa pela redução das perdas no mundo, que pode solucionar dois problemas que ocorrem em forma simbiótica.

Mas, se contarmos o desperdício em forma de valor calórico e não apenas em quantidade ou peso de alimentos, obtém-se outro dado interessante. Já que o objetivo do alimento é nutrir, não é a mesma coisa desperdiçar um quilo de alface ou um quilo de carne, em nível nutricional. A Figura 1 mostra as perdas de alimento “do campo ao prato” em kcal/dia/pessoa para um valor nutricional padrão que é de 2000 kcal/dia/pessoa. Para atingir este valor nutricional, precisam ser produzidos 4600 kcal/dia/pessoa (PAPARGYROPOULOU et al., 2014). Nesse sentido, analisando os valores nutricionais observamos que o problema é bem crítico, pois se em peso perde-se 30% de todo o alimento que é produzido até chegar ao prato, em kcal isso significa 56% das nossas necessidades alimentares. Na publicação não se apresenta uma distinção entre calorias animais e vegetais.

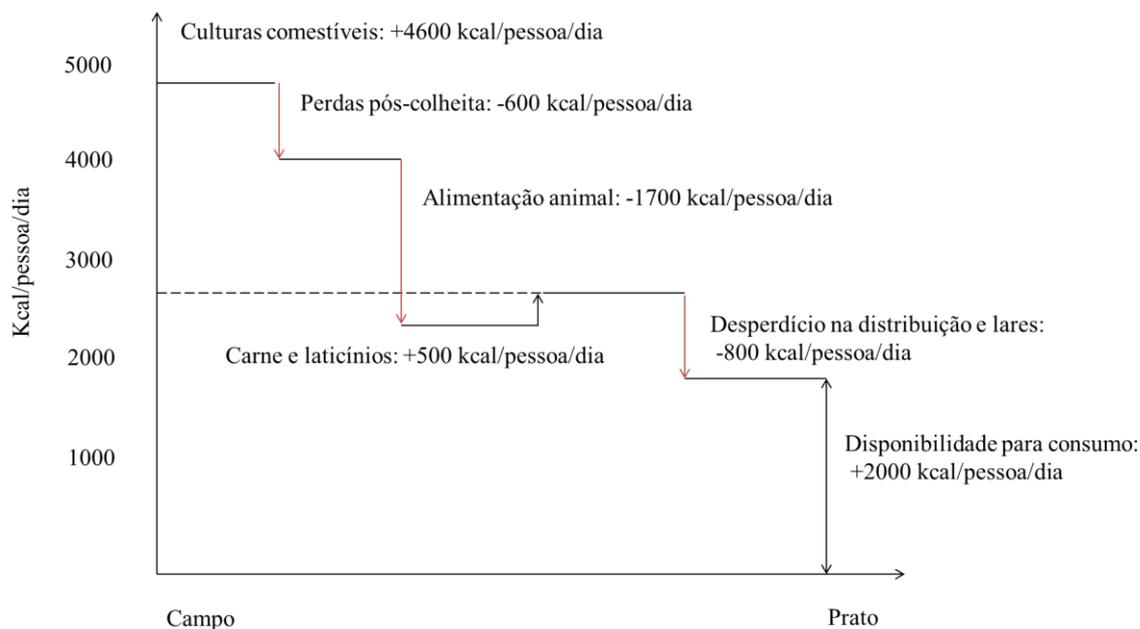


Figura 1. Perdas de alimento per capita e dia em forma de kcal Adaptado de (PAPARGYROPOULOU et al., 2014)

Mas, por quê estes fenômenos, fome e desperdício, coexistem? Como pode se dar tal contradição? Se há alimentos sobrando e pessoas necessitadas, parece lógico que seria um problema de fácil solução. Mas não é tão simples assim: a diminuição da disponibilidade de alimentos é um problema que se agrava com a expansão da população mundial, acentuando ainda mais o problema da subnutrição (EMBRAPA, 2015). Afinal de contas, é um problema logístico e de escala.

2.1.2.2. Problemática econômica

A FAO afirmou que o desperdício com alimentos no mundo pode causar cerca de US\$ 750 bilhões anuais de prejuízo (EMBRAPA, 2015; PEIXOTO; PINTO, 2016). PEIXOTO e PINTO (2016) deduzem que as perdas econômicas são devidas à redução da oferta (ou seja, às perdas físicas) e, conseqüentemente, aumento dos preços do produto. É lógico que quem acaba perdendo economicamente é o produtor, mas qual é a causa e qual é a consequência? O desperdício é um problema que gera restrição de oferta? Ou é a restrição de oferta por meio de especulação monetária que gera desperdício?

Isso se vê claramente exemplificado no caso do tomate no Brasil. Não é a primeira vez que se lê uma notícia sobre descarte de grandes quantidades de tomates por parte de produtores “porque houve muita produção”: ao haver muita oferta, os preços pagos pelos atacadistas baixam. Isso, por sua vez, torna economicamente desvantajosos a colheita e o transporte até os centros de comercialização. Só em 2015, o tomate foi um dos alimentos que sofreu mais inflação no Brasil, chegando até 47% (GLOBO, 2017).

O problema do tomate não é de hoje, mas vem se reproduzindo ao longo do tempo. CAIXETA e COSTA (1996 apud MAGER, 2000) realizaram um estudo sobre perdas na pós-colheita do tomate na região de Piracicaba, São Paulo. Através de simulação, os autores determinaram o impacto causado pela redução de perdas. Constataram que o produtor seria o mais prejudicado entre os agentes da cadeia produtiva, conclusão similar à de outros estudos (BRANDT 1981 apud MAGER, 2000), pois tal redução implicaria em diminuição de preços e menores quantidades requeridas pelos

intermediários. Na simulação, nota-se que o intermediário se mantém protegido das oscilações, tanto no caso de perdas quanto com relação à elasticidade.

Para o intermediário, o fato de comprar e vender em unidade de volume permite que mantenha uma margem fixa de ganho. O agente mais prejudicado nesta hipótese seria o varejista, pelo fato de adquirir a mercadoria em unidade de volume e de vendê-la a peso. O consumidor também é atingido pelas perdas, devido ao efeito de redução da oferta do produto: a elevação dos preços. Os autores observam que os resultados obtidos devem ser vistos com ressalvas, devido ao fato do trabalho ter sido realizado em época de preços mais elevados e para uma região restrita, o que não permite uma maior generalização dos resultados. Como conclusão, os autores constataam que as possibilidades de melhoria ocorrem nos elos à jusante, varejista e consumidor. Eles acreditam que o setor varejista pode pressionar os atacadistas no sentido de adotarem novas tecnologias que levem à diminuição de perdas. Porém, até hoje o problema vem se repetindo.

Outra contraposição a respeito da afirmação de PEIXOTO E PINTO (2016), e que poderia explicar o ajuste de preços para manter a oferta, é o que Maurizio Pallante afirma: “é necessário manter o descarte de alimentos para o PIB de um país não cair” (PALLANTE, 2013). Dessa forma, se na microeconomia o desperdício está afetando negativamente, em um nível macro e com um indicador simples, pode parecer que a economia de um país está indo bem, mesmo tendo essas perdas. Já o reaproveitamento dos alimentos – que se perdem por não serem mais aptos ao consumo humano – pode servir como insumo para outras atividades econômicas por meio de técnicas de reciclagem, contribuindo para a geração de trabalho e renda (PEIXOTO; PINTO, 2016).

2.1.2.3. Problemática ambiental

O desperdício também é objeto de discussão devido à crescente consciência dos enormes custos ambientais decorrentes de perdas que incluem a energia e dos insumos utilizados na fase de produção (por exemplo, água, combustível, adubos e fertilizantes), distribuição (por exemplo, embalagens e transporte) e armazenamento. Adicionalmente, os alimentos depositados em aterros sanitários, ou simplesmente descartados no ambiente, produzem metano, um gás com efeito estufa 28 vezes mais potente do que

dióxido de carbono (IPCC AR5, 2018), aumentando o custo ambiental. Portanto, reduzir o desperdício é importante também para o meio ambiente, para a maior eficiência do uso da água e dos insumos agrícolas e para o uso eficiente da energia gasta na produção de alimentos no campo.

Alimentar a população mundial crescente de forma sustentável talvez seja um dos maiores desafios do mundo moderno (EMBRAPA, 2015). As externalidades negativas ao meio ambiente se intensificam em estágios mais avançados da cadeia alimentar, uma vez que se adicionam ao custo de produção os custos de logística e de processamento, que muitas vezes usam fontes energéticas não-renováveis (PEIXOTO; PINTO, 2016)

O mesmo estudo da FAO apresentado anteriormente (FAO, 2013), também avaliou os impactos ambientais do desperdício alimentar no mundo, e os quantificou em três grandes indicadores: mudanças climáticas, uso do solo e pegada hídrica. Sem levar em conta as emissões de gases de efeito estufa (GEE) a partir de mudanças no uso da terra, a pegada de carbono dos alimentos produzidos e não consumidos é estimada em 3,3 bilhões de toneladas anuais. Nesse contexto, o desperdício de alimentos é classificado como o terceiro maior emissor de GEE; se fosse um país, após os Estados Unidos e a China. O desperdício indireto de água doce, utilizada na irrigação e que entra na composição de alimentos, é calculado em 250 km³/ano, que é equivalente a três vezes o lago de Genebra. Cerca de 1,4 bilhão de hectares de solos, equivalentes a 28% de toda a área agricultada no mundo, são destinados anualmente à produção de alimentos que, ao fim, serão perdidos ou descartados (PEIXOTO; PINTO, 2016).

Além dos estudos que a FAO lançou nos últimos anos, ainda existe uma grande falta de dados mundiais sobre perda e descarte de alimentos, o que demanda pesquisa, pois a segurança alimentar é uma preocupação na maior parte dos países em desenvolvimento, cuja população é crescente e os recursos naturais (água, solos, energia, fertilizantes) são limitados. Os custos da perda de solos, água e biodiversidade, assim como os impactos negativos nas mudanças climáticas, representam custos enormes para a sociedade, mas que ainda não foram calculados caso a caso (PEIXOTO; PINTO, 2016).

2.1.3. Causas do desperdício alimentar

As causas do desperdício são inúmeras e variam dependendo do país e da cultura de uma região, dos avanços tecnológicos, do tipo do produto em questão, e, principalmente, da etapa da cadeia na qual se dá essa perda. Por conta da validade dos produtos, da cadeia de frios, que é muitas vezes necessária para a conservação dos alimentos, e de um produto ser perecível ou não, existem produtos alimentares mais suscetíveis a estragarem e, por consequência, a serem desperdiçados com mais facilidade e frequência.

Normalmente os “vilões” do desperdício são mais os vegetais do que os produtos animais, como visto anteriormente. Devido ao valor econômico relativamente baixo que eles têm comparado com a carne, o peixe ou produtos lácteos (que também são perecíveis e altamente sensíveis à temperatura) infelizmente não recebem o mesmo tratamento de qualidade para conservar o frescor do alimento ao longo da cadeia. Produtos com menor índice de perda por estrago são as leguminosas, por exemplo, devido à sua natureza.

Em países de média e alta renda, as causas do desperdício estão atreladas ao comportamento do consumidor, assim como à falta de coordenação entre os diversos atores na cadeia de suprimentos. Os acordos entre atravessadores e agricultores afetam as quantidades desperdiçadas. Também os altos padrões de qualidade acabam derivando em rejeições de alimentos que não se encaixam dentro desses padrões estéticos (FAO, 2011), e estas exigências nos países de média e alta renda pode repercutir em desperdício nos países de baixa renda, de onde é exportada a matéria prima. Assim, nos países mais desenvolvidos, as perdas se concentram mais no final da cadeia (do varejo até o consumidor), enquanto nos países em desenvolvimento, por falta de tecnologia e treinamento, as perdas se concentram no início da cadeia (da colheita até o varejo) (LANA, 2014).

Nos países de baixa renda, as causas do desperdício estão atreladas às limitações técnicas, financeiras e de gerenciamento nas técnicas de colheita, armazenamento e instalações de refrigeração, isso tudo em condições climáticas difíceis. Já que muitos dos pequenos agricultores nestas áreas vivem nas margens da insegurança alimentar, uma redução em perdas poderia significar um impacto imediato na qualidade de vida (FAO, 2011). Segundo a *Royal Society*, os consumidores em países desenvolvidos desperdiçam mais, porque os custos da comida são baixos em termos relativos, os

padrões de aparência dos alimentos são altos e falta conhecimento sobre a produção dos alimentos; enquanto os consumidores urbanos, além disso, desperdiçam mais porque têm maior poder aquisitivo, são mais exigentes e compram em supermercados (FREIRE, 2016).

Além da diferença de causas do desperdício alimentar entre países de alta e baixa renda, existem também algumas tendências globais que estão afetando a perda de alimentos ao redor do mundo: a urbanização, a transição dietária e um aumento da globalização do comércio (PARFITT; BARTHEL; MACNAUGHTON, 2010). A mesma fonte detalha estas tendências: a urbanização crescente e rápida criou a necessidade de se ter cadeias de suprimento alimentares estendidas (com maior número de etapas). A transição alimentar ou de dietas tem mudado devido a um aumento de poder aquisitivo por parte dos BRICs, associado a uma diminuição do consumo das raízes, grãos e cereais, e um aumento por frutas, legumes, laticínios, carne e peixe. Os itens em aumento de consumo são os que apresentam maior perecibilidade. O aumento pelo comércio globalizado abre as portas facilmente para o agronegócio, enquanto enfraquece os mercados locais, pois propicia competição com produto importado mais barato frente a uma produção local mais cara (PARFITT; BARTHEL; MACNAUGHTON, 2010).

Na Tabela 1 são reunidas algumas das principais causas de desperdício, obtidas a partir de literatura, classificadas por elo da cadeia produtiva dos alimentos onde a causa tem seu efeito (e não onde é originada a causa)

Tabela 1. Causas do desperdício de alimentos segundo a etapa da cadeia produtiva

Campo	Transporte	Atacado	Varejo	Consumidor
Manuseio inadequado	Carregamento incorreto	Comércio ineficaz	Comercialização à granel	Embalagens impróprias
Classificação não padronizada	Embalagens impróprias	Embalagens impróprias	Embalagens impróprias	Planejamento de compra
Uso de containers ou armazenamento inadequados	Veículos supercarregados	Deficiência gerencial e administrativa	Excesso de “toques” nos produtos	Rotulagem inadequada
Ataque de pragas, doenças e desastres naturais	Estradas deficientes, acidentes	Exigência por padrões estéticos e de qualidade	Exigência por padrões estéticos e de qualidade	Ofertas que geram uma compra excessiva

Contaminação*	Contaminação*	Contaminação*	Contaminação*	Conservação inapropriada
Pessoal não habilitado nem treinado	Alta velocidade	Instalações de mercado impróprias	Deficiência gerencial e administrativa	<i>Buffet</i> livre nos restaurantes
Superprodução para atingir demanda	Não utilização da cadeia de frio ou estrago do equipamento		Acúmulo de produtos nas gôndolas	
Colheita prematura	Longa distância			

*Física (pedras, areia, vidro) ou biológica (pragas, doenças)

Nota: Elaboração própria a partir de (EMBRAPA, 2015, 2016;FAO, 2011; INSTITUTO AKATU, 2003; SOARES, 2000)

Em relação ao treinamento de pessoal habilitado na fase de plantio e colheita, existem vários fatores que influenciam nas perdas e que, por desconhecimento, induzem maior desperdício. Esses fatores seriam o preparo do solo, o conhecimento de preparo e seleção de sementes, as técnicas adequadas de manuseio, o conhecimento do ponto ideal de colheita para alguns frutos, o uso de tecnologias adequadas de colheita, armazenamento, embalagem e transporte, e o conhecimento das pragas e seu tratamento (SOARES, 2000), e também, a não promoção do saber coletivo no campo.

Além da colheita, o transporte é possivelmente a principal causa dos danos mecânicos, cuja intensidade varia com a distância a ser percorrida e o tipo de produto transportado, entre outros fatores (qualidade das estradas, clima, tempo de transporte, bloqueio de estradas, etc). As embalagens são em geral enchidas acima da capacidade, devido à prática costumeira de cobrança da carga em função do peso total ou pelo número total de volumes transportados (EMBRAPA, 2015).

Em relação às embalagens impróprias, pode-se destacar a falta de padronização das dimensões da embalagem, adequando-a ao tamanho e ao peso do fruto e a adequação da embalagem quanto à matéria-prima de sua confecção e à sua estrutura para proteção do fruto. As perdas físicas do produto impossibilitam seu uso pelo consumidor final e os danos infringidos aos produtos, mesmo não representando perda física direta, reduzem a qualidade e restringem seu uso (EMBRAPA, 2015).

2.2. Fundamentos teóricos sobre o desperdício alimentar

Para se falar sobre o desperdício alimentar, convém apresentar e discutir alguns dos aspectos mais relevantes: as definições que são usadas nesse âmbito; em seguida, deve-se debater outros aspectos relativos à metodologia de quantificação e mensuração.

2.2.1. Definições

Uma proposta de definição de desperdício é sua diferenciação entre “perda de alimentos” e “descarte de alimentos”, apresentada pela FAO (2013). Perda de alimentos (*loss*, em inglês) é a:

“redução involuntária da disponibilidade de alimentos para consumo humano, resultante de ineficiências nas cadeias produtivas, tais como deficiências de infraestrutura e logística, tecnologias de produção obsoletas ou pouco eficientes, baixa capacidade gerencial ou de habilidades técnicas das pessoas”.

Segundo a mesma classificação, a perda de alimentos ocorre na produção agropecuária ou no processamento pós-colheita, por exemplo, quando o produto dos cultivos não é integralmente colhido ou a produção colhida é perdida durante o processamento, o armazenamento ou o transporte (PEIXOTO; PINTO, 2016).

Já o descarte de alimentos (*waste*, em inglês), segundo a mesma referência (FAO, 2013) refere-se ao:

“rejeito intencional de itens, principalmente por varejistas e consumidores, e se deve ao comportamento das empresas ou das pessoas, significando que são descartados mesmo quando ainda são apropriados para o consumo humano”.

O termo desperdício de alimentos (*wastage*, em inglês) pode ser utilizado, portanto, para se referir à combinação dos termos perda e descarte (embora haja quem prefira a combinação “desperdício e perda”) (PEIXOTO; PINTO, 2016).

Essa visão da FAO foi adaptada de outra fonte anterior (PARFITT; BARTHEL; MACNAUGHTON, 2010). A diferenciação de tipo de desperdício por etapas na cadeia, atribuindo a estas etapas uma característica de “involuntária” ou “intencional”, exime de responsabilidade a agropecuária e os processos pós-colheita até o varejo, enquanto faz assumir a responsabilidade para as empresas varejistas e os consumidores apenas, os quais segundo a FAO, tem sim um “comportamento”. A crítica que se faz respeito a

essas definições e classificação é que não existe tal diferença entre o que seria uma perda ou um descarte do ponto de vista da intencionalidade ou comportamento, pois uma ineficiência do sistema poderia acontecer também no varejo ou até no consumo; da mesma forma, as centrais de atacado também têm um comportamento, assim como os pequenos e grandes produtores agropecuários. Inclusive, o comportamento dos atravessadores afeta as perdas no campo. Muito além disso, fora dessa definição, fica a responsabilidade do estado: ele poderia sim impulsionar medidas que conseguissem influenciar a todas as partes envolvidas na cadeia de valor dos alimentos para reduzir o desperdício.

Porém, a última documentação mais atualizada da FAO foi lançada explicitamente para esclarecer as definições, e esta tese seguirá essa versão atual (FAO, 2014). De acordo com esse documento, pode-se usar o termo PD (Perda e Descarte, em inglês *Food Loss and Waste*, *Food Wastage* ou FLW) para se referir ao desperdício. Por essa nova definição, a FAO especifica que as “perdas” (*Food Loss*) são o todo, e que o descarte é apenas uma parte das perdas (nas últimas etapas do ciclo de vida). Essa nova definição tira a questão da responsabilidade dos elos da cadeia. Logo, pode-se usar o termo “*Food Loss*” ou “*Food Loss and Waste*” por igual. Como o referido documento está em inglês e não foi traduzido oficialmente, esta tese empregará como equivalentes os termos “desperdício” ou “PD” (explicado também na) seguindo o novo significado da FAO em que não se distingue o tipo de desperdício por etapas ou por responsabilidades. Este é visto como um problema igual em todas as fases.



Figura 2. Definição de Desperdício ou Perdas e Descarte (*Food loss = Food wastage*) e Descarte (*Food waste*) Adaptado de CORRADO et al. (2016)

Como mais a frente será explicado, para estudos de prevenção em ACV é importante diferenciar o que é evitável e o que não é evitável: ao se prevenir um resíduo, está-se deixando de produzir, emitir, e/ou realizar alguma pressão ambiental. Portanto, é de relevância saber o que pode ser evitado e o que não pode. É por isto que uma classificação do desperdício é interessante deste ponto de vista. A organização inglesa WRAP³ é a única que classifica e distingue vários tipos de desperdício e que estipulou as definições sob esta perspectiva (QUESTED; JOHNSON, 2009), sendo:

- Desperdício alimentar evitável: alimentos e bebidas que estão em perfeitas condições de serem consumidos, porém acabam sendo rejeitados ou jogados fora.
- Desperdício alimentar potencialmente evitável (possivelmente evitável): alimentos e bebidas que algumas pessoas ingerem e outras não (bordas do pão), ou que podem ser ingeridas quando são preparadas de uma forma específica (ex. casca de batata). Como a fração evitável, esta fração possivelmente evitável é composta por material que é comestível.
- Desperdício inevitável: resíduos de alimentos e bebidas que não são comestíveis em circunstâncias normais (por exemplo, ossos, pele, cascas de ovo, borra de café).

Essa classificação deixa limiares de dúvida entre o que é e o que não é evitável, pois principalmente o fator cultural do preparo dos alimentos em cada região do mundo influenciará sobre os tipos de desperdício: é realmente relevante contextualizar o meio cultural e regional para entender caso a caso (CORRADO et al., 2016). Por exemplo, os ossos de animais que são reaproveitados para fazerem caldos, mais tarde serão jogados fora. Também as peles de certos animais são ingeridas, assim como algumas cascas de frutas e legumes. A escolha é muito subjetiva e pessoal, regida pelas influências de cada consumidor (conhecimentos culinários, nutricionais e hábitos adquiridos). Para essa margem de dúvida, existe o meio termo “possivelmente evitável”, mas ainda assim, o olhar de quem vai classificar um certo desperdício como possivelmente evitável e não como evitável/não evitável, é subjetivo e, portanto, questionável (BERETTA et al., 2013).

Sinônimos ou equivalentes a essas definições e muito mais inteligíveis podem ser “comestível”, “possivelmente comestível” e “não comestível”. Porém, essa distinção

³ *Waste & Resources Action Programme*: é uma ONG que trabalha com negócios, indivíduos e comunidades para alcançar uma economia circular ajudando-os a reduzir resíduos, desenvolver produtos sustentáveis e com o uso eficiente de recursos.

fica mais adequada apenas quando se trata de consumidor final ou da indústria de alimentos: nos outros elos da cadeia, o desperdício normalmente vem dado por alimentos inteiros, ou seja, partes comestíveis e não comestíveis juntas.

Outra possibilidade para classificar as perdas evitáveis e não evitáveis é analisando as causas pelas quais ocorrem, e se existe alguma possibilidade de melhoria por meio de alguma ação de prevenção, tal como fizeram (BERETTA et al., 2013) na análise de potenciais evitáveis para a Cadeia de Suprimentos Alimentar (CSA) da Suíça, uma análise a grande escala.

2.2.2. Mensuração e quantificação

A questão metodológica – e técnica – sobre o desperdício começa pela definição e segue com a mensuração e quantificação. A definição e a classificação do desperdício define a maneira de mensurá-lo. Ambas as questões devem estar embasadas em função de um objetivo. Naturalmente, deve-se medir tudo que se deseja gerenciar, mas para medir necessitamos antes definir. Alguns problemas que se apresentam atualmente na quantificação e na mensuração do desperdício de alimentos é justamente essa difícil comparação de diversos sistemas produtivos, as diferentes culturas alimentares no mundo (o que é comestível para uns, não é para outros), as referências para estudos de caso, a literatura, que é antiga, e o descarte baseado só no peso (FREIRE, 2016).

Uma grande variedade de metodologias são aplicadas para quantificar o desperdício alimentar por parte do consumidor: diários de cozinha, estimativas a partir de dados estatísticos sobre alimentos e dieta, questionários e enquetes qualitativas e quantitativas, medição por calorias e inclusive impactos ambientais (LEBERSORGER; SCHNEIDER, 2011; PARFITT; BARTHEL; MACNAUGHTON, 2010).

Um estudo prévio (RUIZ, 2013) fez uma revisão da literatura deste tipo de análise com foco no consumidor, cujos resultados são apresentados na . Esta contempla a metodologia de coleta de dados (mensuração), a quantidade de desperdício por pessoa (ou lar) por ano, a definição do desperdício; avalia-se ainda se o estudo vai além da fase do consumidor e inclui outras fases da cadeia alimentar, se inclui frações de resíduo que vão para compostagem doméstica e a alimentação de animais de estimação, se são

incluídas as frações comestíveis e não comestíveis do alimento e, por último, quais os pontos fortes e as fraquezas observadas na metodologia de cada estudo.

O objetivo desta tese não é explorar profundamente como o PD deve ser mensurado. Cabe apenas ressaltar que a definição de desperdício é determinante tanto para o escopo como para a análise de um dado estudo. Esta deve explicar o que está incluído ou não, o que é considerado desperdício ou não, e portanto, o que vai ser mensurado. Assim como há divergências na maneira como se define PD, observa-se na que também há divergência na sua mensuração.

Recentemente, no ano 2016, foi publicado o primeiro protocolo ou modelo de relatório para quantificação do desperdício de alimentos. Foi um esforço conjunto partindo de várias instituições internacionais⁴ relacionadas e engajadas com a temática do desperdício de alimentos, com o objetivo de normalizar uma metodologia para ser aplicada em nível mundial e, assim, obter estudos comparáveis entre si (HANSON et al., 2016). Neste documento de referência (HANSON et al., 2016) são estabelecidas bases para definições, objetivos de quantificação, passos e requerimentos necessários, além de princípios sobre quantificação e relatório. Também se distinguem alguns requerimentos principais (escopo de um inventário de desperdício alimentar e a decisão sobre como quantificar), assim como outros requerimentos e recomendações (coleta e análise de dados, cálculo, incertezas, etc). A seguir encontra-se apresentado resumidamente o conteúdo do referido relatório:

- Definições e aplicação do guia: explica as definições e termos utilizados e para o quê se aplica ou não se aplica o guia. Empregam-se os termos PD evitáveis e não evitáveis.
- Objetivo do estudo de quantificação de PD: indaga-se se o objetivo do estudo é de dimensão ambiental, econômica, ou se se trata de um estudo de segurança alimentar. O objetivo do estudo vai definir as formas de comunicação e mensuração.
- Passos do estudo de PD:
 - Definir os objetivos;
 - Revisar os princípios de quantificação e comunicação (relevância, completude, consistência, transparência e precisão);

⁴ *World Resources Institute, The Consumer Goods Forum, Food and Agriculture Organization of the United Nations, EU-FUSIONS project, United Nations Environment Programme, The Waste and Resources Action Programme, World Business Council for Sustainable Development*

- Estabelecer o escopo;
- Definir a forma de medida do desperdício;
- Coletar e analisar os dados;
- Calcular os resultados do inventário;
- Avaliar as incertezas;
- Realizar uma revisão (opcional);
- Comunicar os resultados de inventário;
- Traçar metas (opcional) e acompanhar ao longo do tempo.

Nesta tese não se aprofunda em como mensurar PD, mas é interessante salientar que já existe um protocolo de mensuração e comunicação de PD. Além disso, o passo-a-passo deste guia é muito parecido com os requerimentos da ACV (ABNT, 2009a,b), sobretudo das etapas de definição de objetivo e escopo, e de inventário de ciclo de vida, e é mais um motivo que justifica embasar a metodologia da tese na ACV.

Tabela 2. Análise de alguns estudos sobre desperdício alimentar na etapa do consumidor final

País	Fonte	Metodologia	Desperdício alimentar (kg/pessoa/ano)	Definição de desperdício ¹				Pontos fortes e fracos
				A	B	C	D	
Espanha	(HISPACOO P, 2012)	Entrevistas online e presenciais sobre percepção, diário de cozinha em uma semana.	32,23 kg	✗	✗	✓	✗	Número grande de enquetes: 3.454 no total. Não aprofunda nos motivos pessoais que levam ao desperdício, só foca no aonde é desperdiçado.
Espanha	(ARC, 2011)	Quantificação dos resíduos orgânicos nas plantas de compostagem e da fração orgânica dos resíduos municipais. Calcula o desperdício a partir da geração de resíduos.	34,9 kg	Restaurantes, hotelaria, varejo e lares	✓	✓	✓	Realização de entrevistas com os vários representantes e agentes dos elos da cadeia. Partem de muitas hipóteses para chegar no resultado final que poderiam estar distorcendo a realidade, pois tem alta sensibilidade. Não entra em detalhes no ponto do consumidor.
Mundial	(FAO, 2011)	Cálculos a partir de dados da FAO sobre a produção e o consumo de alimentos.	95-115 kg	Todas as fases	✗	✓	✗	É o estudo de referência mundial. Sinalizam que precisa muita pesquisa e diversos estudos para aprimorar os dados obtidos.
Inglaterra	(LANGLEY et al., 2009)	Mensuração a partir de diário de cozinha nos lares.	72,6 kg	✗	✗	✓	✓	É um teste piloto e nele se fazem recomendações futuras. Não se define o conceito de desperdício.
Áustria	(LEBERSOR GER; SCHNEIDER, 2011)	Quantificam-se os resíduos das lixeiras das residências urbanas.	18,8 kg (10,4 kg evitáveis)	✗	✗	✓	✓	Analisa e caracteriza restos de alimentos encontrados, mas não inclui a compostagem doméstica nem a alimentação para animais. Não interage com as pessoas proprietárias das lixeiras.
Inglaterra	(QUESTED; JOHNSON, 2009)	Compilação de vários estudos realizados, por sua vez, feitos com entrevistas, diários de cozinha, caracterização.	303 kg por lar e ano	✗	✓	✓	✓	Um dos estudos mais completos, já que faz uma compilação e revisão de várias metodologias. Não oferece resultados por pessoa.
EU27	(TR-2010-054, 2011)	Faz uma revisão da bibliografia e dados da EUROSTAT de 2006 sobre resíduos.	76 kg	Produção, distribuição, venda e consumo	✗	✓	✓	É o relatório de referência para a Europa, mas existe muita discrepância entre os dados de cada país.
Estados Unidos	(BUZBY; HYMAN, 2012)	Faz uma compilação de dados estatísticos e realizam cálculos próprios.	124 kg	Varejo e consumo	✗	✓	✗	Focam na perda econômica do desperdício. São cientes da limitação de dados.
Alemanha	(ISUN 2012, apud RUIZ (2013)	Entrevistas em todos os elos da cadeia alimentar, aprofundando mais nos lares. Uso complementar de dados estatísticos.	146 kg	Agricultura, processamento, venda e consumo	✗	✓	✗	Faz uma estimativa do impacto econômico e ambiental. Afirmam não ter dados suficientes.

¹Notas: A - outras fases da cadeia alimentar incluídos? B - compostagem doméstica, alimentação de animais domésticos incluído? C - alimento comestível incluído? D - alimento não comestível incluído

2.3. Desperdício alimentar e avaliação de impactos ambientais

Como visto na seção 2.1.2, o desperdício alimentar é um problema multidimensional (econômico, social e ambiental) e, neste trabalho, o foco de análise será o ambiental, ainda que em alguns com alguma análise de impactos sociais e econômicos. Uma abordagem é apresentar as quantidades desperdiçadas, outra diferente é estabelecer quanto esse desperdício significa em impactos ambientais. O mesmo desperdício no Brasil ou nos Estados Unidos tem o mesmo impacto? Quais categorias de impacto são relevantes para um estudo ambiental desse tipo? Desperdiçar um quilo de fruta significa o mesmo que desperdiçar um quilo de carne em termos de impactos ambientais? E jogar fora no início da cadeia alimentar tem o mesmo impacto que jogar no lixo na última etapa do consumidor? Todas essas perguntas podem emergir quando se fala de impactos ambientais e desperdício alimentar.

O estudo mais abrangente que se fez até agora sobre desperdício alimentar e impactos ambientais foi o da FAO (2013), em nível mundial, em que usaram a perspectiva de Análise de Ciclo de Vida (ACV). A ACV é uma técnica de avaliação de impactos ambientais que estuda todas as fases envolvidas em qualquer processo, serviço ou produto: considera todos os insumos e rejeitos desde a extração de matéria prima, até o fim de vida. Com essas entradas e saídas de matéria e energia, e junto com fatores de impacto, transforma-os para potenciais impactos ambientais, classificados em categorias de impacto, que abrangem a maior parte dos impactos ambientais possíveis (ISO 14040, 2006). Para isso, existem inúmeros métodos de cálculo (PRÉ CONSULTANTS, 2016), inúmeros *softwares* (SimaPro, Umberto, GaBi, OpenLCA) e também inúmeros bancos de dados (Ecoinvent, ELCD, ProBas, Soca, EuGeos, Agri-Footprint, GaBi, LC-inventories.ch, Exiobase, PSILCA, NEEDS, USDA, Social Hotspots, etc.) (GREENDELTA, 2017) de forma a facilitar esse cálculo de dados. Mais informação sobre a ACV será apresentada no Capítulo 4, com os fundamentos teóricos desta tese.

O estudo da FAO (2013) calculou os impactos ambientais e econômicos do desperdício de alimentos em indicadores considerados relevantes para a temática: emissões de gases de efeito estufa (GEE), pegada hídrica, ocupação do solo, perda de biodiversidade e desperdício econômico. Não foi contemplado nenhum indicador social.

O estudo da FAO (2013) não foi o primeiro a usar a ACV para avaliar os impactos ambientais do desperdício, mas deu uma referência de metodologia aplicada à escala

internacional. As novidades que esta metodologia traz são, por um lado, as perdas acumuladas ao longo da cadeia do alimento – novidade em relação aos estudos anteriores (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016) – e, por outro, os impactos ambientais negativos de cada uma das etapas (tanto nos insumos quanto nos rejeitos). Dessa forma, consegue-se atribuir a cada etapa não só a contribuição de perdas, mas também o impacto ambiental inerente e acumulado.

A abordagem da FAO, assim como outros métodos de avaliação de impactos ambientais usando ACV que tratem sobre desperdício de alimentos, serão discutidas no Capítulo 4 desta tese.

2.4. A prevenção do desperdício alimentar e a avaliação de impactos ambientais

2.4.1. A hierarquia de resíduos

A prevenção de resíduos é a primeira opção na hierarquia de resíduos. A Diretiva Europeia de Resíduos afirma (UNIÃO EUROPEIA, 2008):

“A hierarquia dos resíduos estabelece uma ordem de prioridades do que constitui geralmente a melhor opção ambiental global na legislação e política de resíduos, embora possa ser necessário que certos fluxos específicos se afastem dessa hierarquia sempre que tal se justifique por execução técnica, viabilidade econômica e proteção ambiental”.

A hierarquia de resíduos é definida, nessa Diretiva (UNIÃO EUROPEIA, 2008), por ordem de prioridade, como:

- **Prevenção e redução:** conjunto de medidas tomadas antes de um produto ter se transformado em resíduo, destinadas a reduzir a quantidade de resíduos, os impactos adversos no ambiente e na saúde humana, ou o teor de substâncias nocivas presentes nos materiais e produtos.
- **Preparo para a reutilização:** a reutilização é qualquer operação mediante a qual produtos ou componentes que não sejam resíduos são utilizados novamente para o mesmo fim que foram concebidos. O preparo para a reutilização inclui as operações de controle, limpeza ou reparo para fazer viável a reutilização.

- Reciclagem: qualquer operação de valorização através qual os materiais dos resíduos são reprocessados em forma de produtos, materiais ou substâncias, para o seu fim original ou outras aplicações. Inclui compostagem e não inclui valorização energética.
- Outros tipos de valorização: por exemplo, a valorização energética (pirólise, gaseificação), o reprocessamento em materiais que devam ser usados como combustível, ou em operações de enchimento.
- Eliminação: qualquer operação que não seja de valorização, mesmo que tenha como consequência secundária a recuperação de substâncias ou de energia. Processos para disposição de resíduos são aterro, incineração, dentre outros.

Na Austrália, a (EPA, 2015) faz outra distinção da hierarquia em três categorias: evitar (inclui reduzir e prevenir), recuperação de recursos (reuso, reciclagem, reprocessamento, recuperação energética) e disposição final (tratamento e disposição final). Todas as definições e classificações são válidas e seguem a mesma ordem.

Quando nos concentramos em resíduo alimentar, que é resíduo orgânico, podemos ser mais específicos quando falamos da pirâmide ou da hierarquia de resíduos. MANFREDI et al. (2011) especificaram essa classificação: dentro da prevenção, eles sugerem algumas ações para evitar a geração de resíduo orgânico. Para a seguinte opção, que é reciclagem, consideram digestão anaeróbica, aproveitando o biogás para uso energético e o composto como fertilizante (recuperação energética e de nutrientes). Depois vem a recuperação energética apenas, que seria feita com recuperação da energia da queima e, por último, a disposição em aterro sanitário ou queima sem aproveitamento energético (Figura 3).



Figura 3. Hierarquia de resíduos orgânicos. Adaptado de MANFREDI et al. (2011).

A maior vantagem da prevenção de resíduo alimentar, do ponto de vista ambiental e de ciclo de vida, é que se deixa de produzir alimento em excesso e, conseqüentemente, toda a carga ambiental associada à produção (uso do solo, fertilizantes e adubos químicos, água, energia) como também à outras etapas que esse alimento percorreria (transporte e o uso de combustíveis, uso de embalagens, energia para refrigeração, etc), também é evitada e reduzida na fonte. Os tratamentos de resíduo, quaisquer que sejam, assumem toda essa carga ambiental que foi necessária para produzir, processar, transformar e transportar o alimento até o ponto no qual foi jogado fora, além de ter uma carga ambiental associada à própria operação de tratamento de resíduo para sua disposição final.

2.4.2. Políticas públicas em ACV e prevenção de resíduos sólidos orgânicos⁵

Mesmo tendo a prioridade sobre a prevenção de resíduos bem clara e explícita nas leis de resíduos, na Europa ainda 40% dos resíduos orgânicos, em média, são dispostos em

⁵ Parte desta seção foi incluída no pôster “Análise de ciclo de vida da prevenção de resíduos sólidos orgânicos: importância e desafios metodológicos”, da autoria de Anna Bernstad, Alba Cánovas e Rogério Valle, no IV Congresso Brasileiro sobre Gestão pelo Ciclo de Vida, em 2014, São Bernardo do Campo (SP) Brasil.

aterros sanitários, e até 100% em alguns estados membros (MANFREDI et al., 2011). No Brasil, em 2008, quase todos os resíduos sólidos urbanos da fração orgânica ainda eram dispostos em aterros ou lixões, enquanto o tratamento por compostagem apenas representava 1,6% em peso deste tipo de resíduo (IPEA, 2012). Isto motivou a criação da nova Política Nacional de Resíduos Sólidos em 2010.

A técnica de ACV, muito útil para apoiar a tomada de decisão em gestão de resíduos, vem sendo aplicada na Europa na formulação de políticas públicas sobre resíduos sólidos (EKVALL et al., 2007). Na Comissão Europeia, o pensamento de ciclo de vida ganhou importância na última década e já faz parte de várias políticas públicas envolvendo resíduos, como, por exemplo, as Políticas Integradas de Produto (IPP), a Diretiva do parlamento europeu relativa aos resíduos, o Plano de Ações de Produção e Consumo e várias Estratégias Temáticas do 6º Programa de Ação Ambiental “Meio Ambiente 2010: Nosso futuro, nossa escolha” (EEA, 2011; JRC, 2007). Em particular, o Instituto de Ambiente e Sustentabilidade (em inglês IES) do *Joint Research Centre* (JRC) da Comissão Europeia também tem desenvolvido um grande número de ações alinhadas com estas políticas públicas, como estudos de caso, *workshops*, guias e/ou relatórios técnicos para implementar o pensamento de ciclo de vida nos governos dos países membros (JRC, 2007).

A mesma Diretiva Europeia de Resíduos expõe que os estados membros devem tomar medidas para impulsionar as opções que tenham o melhor desempenho ambiental e que, se não for seguir a hierarquia de resíduos, essa tomada de decisão para a melhor alternativa possível esteja justificada pelo Pensamento de Ciclo de Vida (PCV), em termos de impactos ambientais. Logo, o PCV pode e deve ajudar ou apoiar a tomada de decisão para o gerenciamento de resíduos, não só para o tratamento destes, mas incluindo todas as opções, como a prevenção. Assim, o conceito de PCV e a sua técnica, a ACV, podem configurar um suporte embasado cientificamente para uma tomada de decisão no gerenciamento de resíduos de maneira a ser sustentável (MANFREDI et al., 2011).

A prevenção de resíduos sólidos é a ação prioritária na hierarquia de ações em resíduos da Comissão Europeia. Foi criada uma resolução Europeia sobre como evitar o desperdício de alimentos, na qual são reunidas várias estratégias para melhorar a eficiência da cadeia alimentar na União Europeia (PARLAMENTO EUROPEU, 2011).

Porém, ainda não há uma relação direta entre aplicação da ACV na prevenção de resíduos e as políticas e ações planejadas.

No Brasil, no entanto, a principal política pública de resíduos — a Política Nacional de Resíduos Sólidos (MMA, 2010), promulgada em 2010 — trouxe mudanças importantes. Os dois eixos com mais impacto na PNRS foram: (1) a eliminação dos aterros não controlados ou lixões e (2) a criação de um plano municipal de gestão dos resíduos sólidos urbanos. Além desses dois eixos importantes, e em relação à prevenção, a PNRS obriga que os planos de gestão de resíduos sólidos dos municípios incluam metas de redução e minimização de resíduos, assim como programas e ações de educação ambiental que promovam a não geração, redução, reutilização e reciclagem; mais ainda, ressalta que a não geração é prioritária frente a outras ações (reciclagem, reutilização, etc). A ACV é vista nesta lei como útil para ser implementada na gestão de resíduos. Porém, conforme já mencionado, não existe nenhuma vinculação entre ACV e prevenção de resíduos (MMA, 2010).

Foram selecionados alguns dos planos de gestão de resíduos lançados devido à PNRS. A Tabela 3 apresenta a forma como eles tratam a ACV, a prevenção e/ou não geração de resíduos. Não foi encontrado vínculo entre ACV e prevenção, mas sim entre prevenção e resíduos orgânicos.

Tabela 3. Identificação de itens envolvendo ACV e/ou prevenção de resíduos sólidos em alguns planos de gestão de resíduos sólidos no Brasil pós-PNRS

Plano de gestão de resíduos	Análise de ciclo de vida	Prevenção/não geração de resíduos
Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro	Trata a responsabilidade compartilhada no ciclo de vida dentro da logística reversa, mas não a ferramenta.	Nenhuma diretriz. Mostram a prevenção como experiência europeia.
Plano Nacional de Resíduos Sólidos	Além de tratar a responsabilidade compartilhada no ciclo de vida de produtos, define uma estratégia de ampliação do uso da ACV.	Estratégia de educação ambiental e desenvolvimento de novas tecnologias visando a prevenção e não geração de resíduos

Plano de Gestão Integrada de Resíduos da Cidade de São Paulo	Trata a responsabilidade compartilhada no ciclo de vida dentro da logística reversa, e promove o aumento do ciclo de vida dos produtos, mas não fala da ferramenta ACV.	A prevenção é um dos princípios estabelecidos, a não geração é a ação prioritária, conforme a PNRS, e a não geração está presente nas diretrizes de educação ambiental em resíduos. Prioriza a não geração dos resíduos orgânicos para mitigar GEE.
Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Porto Alegre	Em relação ao ciclo de vida e a responsabilidade compartilhada de produto, destaca a importância da ferramenta ACV como apoio à tomada de decisão.	Ações de prevenção de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Não geração é prioritária, mas na educação ambiental ainda não, privilegiando educação na coleta seletiva.

Fontes: (MMA, 2010; PGPA, 2013a,b; PGSP, 2012; SEA, 2014)

Observa-se que, por um lado a ACV é uma técnica que já vem sendo usada e é referência para a FAO quando se avalia o impacto potencial ambiental do desperdício alimentar; por outro lado, a ACV também é reconhecida pela União Europeia em matéria de resíduos. Logo, faz sentido continuar usando essa ferramenta para estudar o caso específico da prevenção do desperdício alimentar. Um dos princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos, no Brasil, é exatamente “a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos” e o primeiro deles é “a prevenção e a precaução (de resíduos)” (BRASIL, 2010).

2.5. Justificativa do problema de pesquisa

A seguir, é apresentada uma breve revisão da literatura que aponta a falta de estudos na temática de ACV e prevenção de resíduos alimentares, junto a outros argumentos que justificam a necessidade de pesquisa desta tese:

- As publicações científicas na área de resíduos sólidos orgânicos e ACV nas últimas décadas tiveram um foco no tratamento dos resíduos gerados (SCHNEIDER, 2013a). (LAURENT et al., 2014) identificaram 28 publicações científicas publicadas desde 1995 com foco em ACV de resíduos orgânicos. Vários destes estudos identificam que é possível evitar emissões líquidas de GEE, dentre outros impactos ambientais, por meio da recuperação energética e de nutrientes dos

resíduos orgânicos, usando várias alternativas: digestão anaeróbica, incineração, compostagem ou aterro com recuperação de biogás (ANDERSEN et al., 2012; LEVIS; BARLAZ, 2011; MANFREDI; TONINI; CHRISTENSEN, 2011).

- No entanto, estudos científicos relacionados à prevenção de resíduos sólidos orgânicos só começaram a ser mais frequentes a partir de 2005 (SCHNEIDER, 2013a). A maior parte deles é focada na quantificação das possibilidades de prevenção de resíduos sólidos orgânicos, com foco principalmente na Europa Ocidental e América do Norte (SCHNEIDER, 2013a).
- Estudos que avaliam a prevenção de resíduos sólidos orgânicos com a técnica de ACV ainda são poucos. Dentre 30 estudos de ACV sobre tratamento de resíduos sólidos orgânicos publicados nos últimos 14 anos, a prevenção foi discutida somente em cinco publicações, mas não foi considerada em nenhuma delas (OLDFIELD; HOLDEN, 2014).
- São ainda mais raros estudos nessa área feitos nos países em desenvolvimento. No Brasil, foram identificados apenas 6 estudos que abordam a prevenção de resíduos sólidos orgânicos (SCHNEIDER, 2013a). Dentre eles só um apresenta uma abordagem de ciclo de vida, porém sem realizar nenhuma ACV. Os artigos focam apenas na quantificação do desperdício de alimento, nas causas relacionadas e nos tipos de tratamento de resíduos orgânicos. Logo, fica em evidência a falta desse tipo de estudos, sobre prevenção de desperdício e ACV, tanto em nível internacional quanto no Brasil.
- Embora o estudo da FAO tenha sido uma grande publicação de referência em nível mundial, existe ainda muito trabalho a ser feito em nível local sobre o desperdício de alimentos e ACV, já que se trata de uma questão local que afeta a escala global. Dados globais são interessantes para se ter uma ideia da ordem de magnitude do problema, mas eles acumulam mais incertezas e é difícil desagregar dados para poder apontar problemas de menor escala. Pode-se concluir, portanto, que existe uma falta de estudos e de dados nesse âmbito (ACV e desperdício alimentar), e também, que nem todos seguem a mesma metodologia de cálculo e métrica, dificultando a comparação e comumente subestimando os impactos ambientais devido ao não considerar, principalmente, as perdas acumuladas ao longo da cadeia alimentar.

- Como já mencionado anteriormente, a técnica de ACV está sendo utilizada cada vez mais para definir políticas públicas relacionadas à tomada de decisão sobre gestão de resíduos sólidos, mas ainda falta uma aplicação direta quando se fala de prevenção de resíduos, mesmo esta sendo a prioridade na hierarquia de gestão e tratamento destes.

O que pode se esperar de um ACV sobre prevenção do desperdício? Os estudos que focam em tratamentos de resíduos trabalham o estágio de tratamento, no final do ciclo de vida, como mais uma etapa consecutiva que gera emissões ao meio natural e, logo, impactos negativos. Os estudos que focam em reciclagem ou reuso, ou algum outro tipo de aproveitamento energético ou material, têm também uma parte de impacto positivo, já que se está deixando de gerar algum processo, que está sendo substituído por um aproveitamento. No caso do desperdício, não é que se esteja reintroduzindo um fluxo material ou energético de novo no ciclo de vida, mas é bem diferente: não se emite qualquer resíduo. Tem que se pensar as formas de representar isto em um ACV para que os impactos positivos (benefícios ambientais) sejam expressados coerentemente.

Para resumir esta seção e chegar na apresentação do problema de pesquisa, afirma-se o seguinte: existem três campos de pesquisa de estudos científicos que fazem referência ao desperdício alimentar e se concatenam, pois um é dependente do outro:

- 1) Mensuração e quantificação do desperdício.
- 2) Avaliação dos impactos ambientais negativos do desperdício por meio da ACV.
- 3) Avaliação dos impactos evitados (positivos) da prevenção do desperdício através da ACV.

O problema de pesquisa onde quer chegar esta tese é o terceiro campo de pesquisa, que é o menos explorado atualmente, mas que depende dos anteriores. Por este motivo, faz-se necessário apresentar os outros e também discuti-los, já que todas as suposições, informações e hipóteses do primeiro e do segundo universo irão afetar o terceiro, pois estão intimamente relacionados.

O primeiro campo de pesquisa é o que apresenta maior número de trabalhos, já bem mais consolidado, e o segundo contém um número grande de pesquisas, porém ainda sem seguir uma mesma metodologia. Esta tese irá apresenta e discutir os dois primeiros

campos (mensuração e quantificação; ACV e desperdício de alimentos) e usará elementos de ambos para trabalhar, aprofundar e contribuir no terceiro: a avaliação dos impactos evitados da prevenção do desperdício alimentar através da ACV.

2.6. Escopo da pesquisa

O passo a passo da ferramenta proposta seguindo a ACV será explicado nos Capítulos 4 e 5 desta tese, como parte integrante do trabalho, logo não se explicará no escopo da pesquisa.

A delimitação do escopo da pesquisa vem dada pelos objetivos específicos, e também pela exclusão ou recorte de itens:

- No presente trabalho não serão avaliados quantitativamente os aspectos sociais e econômicos do ciclo de vida, apenas qualitativamente.
- O trabalho fornece uma ferramenta apenas para a prevenção de resíduos alimentares, sem entrar na discussão do tratamento dos resíduos como tal.
- A metodologia será testada apenas à categoria de impacto de gases de efeito estufa (GEE), já que é o indicador mais usado atualmente para impactos ambientais oriundos dos alimentos (DAVIS et al., 2017), podendo ser replicada para outros indicadores ambientais para quem desejar no futuro.
- Não serão avaliados aspectos nutricionais.

2.7. Método

O método para alcançar os objetivos deste trabalho percorre as diferentes etapas a seguir:

Etapa 1: Revisão da Literatura

Esta etapa compreende dois blocos. O primeiro bloco é a revisão bibliográfica sobre a situação do desperdício de alimentos no Brasil: um contexto histórico, quais as causas

do desperdício, a quantificação, se existe, a legislação existente, e quais as propostas para abordar a problemática. O resultado desta etapa se encontra no Apêndice 1. O segundo bloco de revisão de literatura baseia-se na identificação dos conceitos que compõem o quadro teórico necessário para compreender a temática envolvida e nortear a discussão, assim como a elaboração de uma metodologia. O foco se dá nos temas: desperdício de alimentos, análise de ciclo de vida, prevenção de resíduo alimentar, impactos evitados oriundos da prevenção. Também se faz um mapeamento de ações que combatem o desperdício de alimentos ao redor do mundo. O resultado desta etapa se encontra no Capítulo 3.

Etapa 2: Discussão da Literatura

Esta etapa corresponde à discussão do estado da arte obtido do segundo bloco da Etapa 1, ou seja, mostra o vínculo atual entre a análise de ciclo de vida e o desperdício alimentar, e entre ACV e prevenção do desperdício alimentar, para estimar os impactos ambientais, com o objetivo posterior de propor uma metodologia mais abrangente e completa. Não somente mostra o vínculo atual, mas o discute e o critica. O resultado desta etapa se encontra no Capítulo 3. Neste capítulo também se analisam qualitativamente as ações encontradas no mapeamento realizado, para extrair informações relevantes sobre elas (quais características e tendências apresentam) e também desde um ponto de vista de gestão do ciclo de vida: em qual ponto da cadeia essas ações acontecem, quais os benefícios ambientais, sociais e econômicos que apresentam, etc.

Etapa 3: Proposta de ferramenta

Esta etapa, que corresponde ao capítulo 4, soma os conhecimentos adquiridos nas etapas anteriores para formular uma ferramenta mais específica sobre Avaliação de Ciclo de Vida e prevenção do desperdício alimentar, que hoje em dia ainda não existe. Nela adotam-se, por um lado, as melhores práticas já convencionadas, e, por outro, novas convenções criadas a partir da revisão bibliográfica já realizada e discutida, em forma de recomendações metodológicas. Na ferramenta somam-se umas etapas de cálculo a serem seguidas, de forma que combina uma parte teórica e metodológica e uma parte prática. A ferramenta é exemplificada com um breve estudo de caso e uma adaptação dela é configurada no formato Excel a fim de disponibilizá-la publicamente. Ela é destinada a outros pesquisadores na área que queiram aproveitá-la para seus estudos, a

funcionários dentro do setor agroalimentício que desejem avaliar potenciais impactos do seu negócio, e a gestores de resíduos ou de políticas públicas para tomada de decisão sobre implementação de estratégias de prevenção de resíduo alimentar.

Etapa 4: Aplicação da ferramenta em casos práticos

A partir de iniciativas que se mostraram disponíveis a colaborar com o fornecimento de dados e intervenção da pesquisadora para medição *in-situ*, é aplicada a ferramenta proposta em dois estudos de caso reais, com quantificação de dados primários e com maior detalhe, para exemplificar a aplicação da mesma e demonstrar sua utilidade. Os estudos de caso serão tratados no Capítulo 5 e correspondem a: dois restaurantes universitários na Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ); e um restaurante social que alimenta pessoas em situação de vulnerabilidade e exclusão social.

Etapa 5: Resultados, Conclusões e Recomendações do trabalho

Por último, faz-se um resumo dos resultados obtidos através da tese, uma análise de conclusões capítulo por capítulo, assim como um balanço de conclusões gerais desta tese, apontando criticamente os objetivos que foram consolidados, as falhas encontradas e as recomendações de futuros trabalhos que desejem continuar nesta área.

CAPÍTULO 3 – REVISÃO DA LITERATURA

3.1. A ACV para quantificação de impactos ambientais do desperdício de alimentos

3.1.1. Introdução

O papel da ACV dentro do gerenciamento da cadeia alimentar está ganhando terreno, assim o demonstra a literatura científica nesta área, que apresenta um crescimento nos últimos 15 anos (NEMECEK et al., 2016). O interesse científico nesta área foi também sublinhado no sucesso do congresso em 2016 *LCA Food international conference* (em Dublin, Irlanda) e também na edição especial “*LCA of nutrition and food consumption*” no jornal internacional de referência em ACV (*International Journal of LCA*), também em 2016.

Os estudos científicos relacionados à prevenção de resíduos sólidos orgânicos só começaram a ser mais frequentes a partir de 2005 (SCHNEIDER, 2013a). Já os que relacionam as Perdas e Descarte (PD) com a ACV ganharam protagonismo depois de duas publicações de referência da FAO (2011; 2013), as quais quantificaram as PD globais e seus impactos ambientais utilizando uma metodologia baseada em ACV. Desde então, os pesquisadores têm percebido a importância de integrar estudos de PD no campo de ACV de alimentos (NEMECEK et al., 2016). Além disso, também existe a tentativa de criar uma metodologia padrão que consiga avaliar os impactos ambientais de PD quando se analisam sistemas agroalimentícios com o uso de ACV (KATAJAJUURI et al., 2014; SCHOTT; CÁNOVAS, 2015; CORRADO et al., 2016; NEMECEK et al., 2016; NOTARNICOLA et al., 2017).

Esta seção aborda o estado da arte, a sua evolução nos últimos anos, desde a antiga até a nova abordagem, e discute os avanços e desafios. O próximo tópico é na verdade uma continuação deste, em que se aprofundará na ACV de prevenção de PD.

3.1.2. Crítica à antiga abordagem

3.1.2.1. Fronteiras do sistema: abandonando a carga zero

É bom começar esta seção definindo o que é e o que não é ACV de desperdício de alimentos. Como em inglês o primeiro termo para PD acunhado foi o de “*food waste*” (resíduo de alimentos), os primeiros estudos de ACV que tratavam sobre *food waste* eram apenas focados na etapa de fim de vida (SCHNEIDER, 2013a), ou seja, faziam uma análise de tratamento de resíduo orgânico, algumas vezes comparando várias tecnologias em um determinado contexto para determinar classifica-las em termos de desempenho ambiental (ANDERSEN et al., 2012; LEVIS; BARLAZ, 2011; MANFREDI; TONINI; CHRISTENSEN, 2011).

Esta visão ou abordagem de fim de vida se justifica com a suposição da “carga zero”, em inglês, *zero-burden approach*, ou a premissa de que os fluxos de resíduos entram com carga ambiental igual a zero, já que são rejeitos e não tem nenhum valor (como os produtos e co-produtos). Logo, tudo o que está cadeia acima desse fluxo de resíduo (como ele foi gerado, de onde vem), é eliminado das fronteiras do sistema. Esta é uma abordagem aceita dentro da técnica de ACV, pois quando se comparam processos em que algumas etapas do ciclo de vida são iguais, ao se tratar justamente de comparação, essas etapas do ciclo de vida podem ser eliminadas das fronteiras do estudo. Por outro lado, mesmo que a ACV seja “do berço ao túmulo” por definição, nem sempre o foco está em todas as etapas, e segundo cada caso, as fronteiras do sistema podem abolir uma ou mais etapas. Em uma revisão da literatura que avaliava as suposições “*upstream*” feitas em ACV de resíduo alimentar, dentre 30 estudos publicados entre 2000 e 2014 ao redor do mundo, o uso da carga zero foi discutida somente em cinco publicações. Cabe ressaltar que a carga zero foi aplicada em todos esses estudos (OLDFIELD; HOLDEN, 2014).

Logo, um aspecto chave na ACV de PD que vai ter muita importância na ACV de prevenção, é a divergência com outros estudos da suposição usada frequentemente da “carga zero” (EKVALL et al., 2007). Isso porque essa suposição somente é aplicável para resíduos que não são evitáveis (tais como cascas, sementes, ossos, etc.), pois os impactos ambientais relevantes associados a estes resíduos estão relacionados puramente à coleta e tratamento. No caso de resíduos que possam ser evitados, esta

suposição não deve ser aplicada. Pelo contrário; incluir impactos ambientais nas atividades *upstream* é fundamental para estimar os benefícios relacionados à prevenção.

Voltando à definição de ACV de PD, a abordagem de carga zero é abandonada e trocada pela inclusão de todas as etapas do ciclo de vida (do berço ao túmulo), pois o foco não é tanto como este resíduo vai ser tratado, mas sim a relação entre os fluxos de alimento que são aproveitados e os que são rejeitados (para depois estabelecer potenciais de prevenção).

Esta nova abordagem precisa de esforços para rastrear toda a cadeia de suprimentos ou ciclo de vida do que vem cadeia acima de um fluxo de resíduos alimentícios, para estimar sua carga ambiental, que naturalmente é diferente de zero. Um dos impedimentos para abordar de forma transparente a ACV de PD é a falta de um guia metodológico, para lidar com as discrepâncias atuais sobre como modelar a carga ambiental das PD (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015; CORRADO et al., 2016). Outro impedimento possível é, considerando que o fluxo de resíduos contém uma mistura de vários alimentos (conhecendo-se ou não sua composição), muitos dos estudos desistiram de estimar esta carga e optaram pela suposição de carga zero (OLDFIELD; HOLDEN, 2014).

3.1.2.2. Inclusão de Perdas e Descarte

É importante mencionar que na modelagem de ACV, a inclusão de fluxos de resíduo já é uma prática habitual, já que o inventário (ICV) deveria incluir todos os fluxos gerados nos processos estudados do ciclo de vida, inclusive os fluxos de resíduo. O que acontece, porém, é que os impactos relacionados aos fluxos de resíduo ficam “escondidos” na unidade funcional, e algumas vezes não são alocados. Considere, por exemplo, o caso de coprodutos em sistemas multiproduto. Então se necessita de outra abordagem quando se deseja avaliar especificamente os impactos das PD, e também quando são contemplados cenários de prevenção (NOTARNICOLA et al., 2017).

Portanto, esta nova abordagem deve incluir as PD de uma maneira transparente. Geralmente as ACVs de alimentos ou da indústria agroalimentícia não avaliam PD e, quando o fazem, é de uma maneira inconsistente e não harmonizada, resultando em uma

subestimação de impactos acumulados nas fases anteriores da cadeia (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016).

A razão da omissão de PD em ACV é a falta de dados sobre quantidades e tipo de tratamentos ao longo da cadeia de valor do alimento. Esse tipo de dado não é comumente encontrado em bancos de dados, ICVs, assim como tampouco é fácil de ser estimado (XUE et al., 2017), já que varia muito regionalmente. Outros motivos da omissão que foram identificados são: os valores informados não são úteis para um ACV (por exemplo: perdas em relação a valores econômicos), a falta de coesão na definição do que é e o que não é desperdício e a distribuição de pesquisas por regiões, o que faz com que não exista uma coesão em nível internacional (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016; CORRADO et al., 2016).

O que se conclui é que, na prática atual, a não ser que se especifique ou se mostre no ICV, não se sabe com certeza sobre a inclusão de PD nos ACVs. Tampouco se dá conta de como essa parte contribui no total dos impactos ambientais, o que é relevante quando se deseja estimar potenciais de prevenção e impactos ambientais evitados. Argumenta-se aqui que, da mesma forma que resultados de uma AICV mostram as contribuições das etapas do ciclo de vida, pode-se também avaliar as contribuições dos fluxos de alimentos nas várias etapas do ciclo de vida, classificando-os por meio de categorias (alimento aproveitado, PD evitáveis, PD não evitáveis, etc). Mostrar de forma transparente os ICV de alimentos, incluindo as PDs, também facilitaria a reprodução dos estudos.

3.1.2.3. Revisão da literatura

Um estudo recente de revisão da literatura (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016) analisou 28 estudos de caso e 2 artigos de revisão da literatura (no total 30 publicações), para investigar se as PD eram incluídas em ACV de produtos alimentícios; em caso positivo, o estudo avaliou a abordagem aplicada. O estudo também tratou da importância de incluir as PD em termos de impactos ambientais. Para fins de comparabilidade entre os estudos revisados, foram trabalhos apenas estudos que tratassem o tomate como produto e os GEE como indicador ambiental.

Os resultados desta revisão demonstram que só um terço dos estudos consideraram PD em algum ponto da cadeia de suprimentos do alimento (CSA), muitas vezes de maneira inconsistente, e em só 9 das 30 publicações os GEE de PD foram incluídos. A contribuição das PD para o indicador de mudanças climáticas variou entre 2 e 33% do impacto total do produto (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016), mas nenhum dos estudos avaliou todos os impactos acumulados das PD “desde o berço até o túmulo” por completo. Fica demonstrado que omitir o efeito das PD na hora de fazer um estudo de ACV de alimentos leva à subestimação dos resultados, e fica também comprovado que a falta de prática da inclusão de PD ainda é comum e não segue nenhum critério pré-estabelecido.

3.1.3. Metodologias e abordagens atuais

3.1.3.1. A metodologia da FAO

Como já mencionado acima, a principal referência que impulsionou o crescimento de estudos de ACV em PD foi o que a FAO publicou em 2013, um estudo de abrangência mundial que quantificou os impactos ambientais do desperdício de alimentos com a abordagem de ciclo de vida (FAO, 2013). O precursor deste estudo foi o de 2011, que estimou a quantidade de PD em nível mundial, sem avaliar impactos ambientais (FAO, 2011). No estudo de 2013, os impactos avaliados foram a pegada de carbono, a ocupação do solo, a pegada hídrica, a diminuição de biodiversidade e os custos econômicos.

Como é uma das principais referências nesta tese, sua metodologia será brevemente explicada abaixo. FAO (2013) usa e inclui as duas novas abordagens mencionadas na seção 4.3.2, isto é, a inclusão da carga ambiental acumulada ao longo da cadeia de suprimentos alimentar (CSA), e a inclusão de PD. A combinação de ambas inclusões permite que se avalie a necessidade extra de produção de certo alimento por conta dos resíduos gerados nas etapas posteriores, e sua carga ambiental, assim como a carga ambiental do resíduo em cada etapa.

No que diz respeito à contabilização ou quantificação de PD, estas são segmentadas ao longo de cinco (5) etapas distribuídas na CSA, semelhantes às etapas consideradas pela FAO (2011), no intuito de manter a coesão de dados. A descrição delas delimita, de alguma forma, as fronteiras do sistema de cada uma das etapas, a saber:

- Produção agrícola: inclui todos os processos que acontecem no local de plantio, para produtos vegetais, no local de cria, para animais, ou no local de pesca (só para peixe). Para os derivados do leite, as perdas se referem à diminuição de produção do leite por doença da vaca.
- Pós-colheita e armazenamento: desde o transporte do “sítio” até o ponto de distribuição, para produtos vegetais e derivados do leite. No caso da carne, desde o criadouro até o abatedouro. Para peixe, consiste nas operações de resfriamento, embalagem, armazenamento e transporte depois de atracar o navio em terra.
- Processamento: inclui tanto o processamento industrial como o doméstico (ex: fazer um suco, assar um pão, enlatar um produto, descascar, ferver, lavar, fazer queijo, fazer iogurte, etc).
- Distribuição: mercados, supermercados, atacado, varejo e feiras.
- Consumo: inclui o consumo em lares.

Uma crítica que se faz do ponto de vista do ciclo de vida, é que estas etapas podem fazer mais ou menos sentido nesta ordem segundo cada caso. É lógico que a FAO quis padronizar o estudo em etapas bem gerais pela grande quantia de dados a manipular e porque em nível macro é difícil considerar todos os casos. Mas, pensando em criar uma metodologia de ACV para PD, a perspectiva muda considerando-se o caso a caso. A maior crítica que se tem é a de juntar o processamento industrial com o doméstico em uma mesma etapa. Por exemplo, existem muitos alimentos que não seguem nenhum tipo de processamento industrial, mas chegam ao consumidor e ali passam por um processo doméstico. É o caso dos alimentos *in natura* (frutas e legumes). Nesse caso, a ordem de etapas mudaria e a ordem influencia nos impactos acumulados. Na metodologia da FAO não fica claro como isso influi no cálculo dos impactos ambientais. Além disso, um alimento poderia passar por mais de uma etapa de processamento, uma industrial e outra doméstica (já que toda forma de cozinhar implica um processamento). Também existe a possibilidade de pular uma etapa caso esse alimento não passe por ela. Porém, do ponto de vista de comparabilidade, faz sentido

juntar todos os tipos de processamento em um único quesito, pois do contrário os resultados dos produtos não processados podem ter um maior impacto na fase de consumo final. Entretanto, isto é o que acontece realmente, se fosse aplicada a lógica do ciclo de vida e da acumulação de impactos na medida em que se avançam etapas. Uma solução seria diferenciar, dentro da etapa de consumo, uma referente à preparação do alimento e outra ao consumo por si só.

Outra crítica na classificação de etapas é que tampouco se menciona o consumo fora dos lares (restaurantes, hospitais, escolas), assumindo-se que tudo fica incluído na parte de consumo. Assim como tampouco se fala sobre o transporte entre uma etapa e a outra – parece que só existe transporte entre a produção agrícola e a distribuição posterior. Podem haver múltiplas viagens entre produção, atacado e varejo. Na ACV sempre se considera um transporte entre uma etapa e outra. Mas esse nível de detalhe para PD já é muito rigoroso.

Quanto aos impactos ambientais, são contabilizados três tipos (FAO, 2013):

- Impactos associados com o tratamento de resíduos (fim de vida) do fluxo de resíduo (PD);
- Impactos da fase propriamente dita;
- Impactos das fases prévias, se houver (daqui a inclusão de “carga ambiental acumulada”).

Apresenta-se, na Figura 4, uma elucidação gráfica da abordagem. Pode-se observar a inclusão de carga ambiental das etapas prévias do ciclo de vida, de forma em que esta carga vá aumentando conforme avançam as etapas da CSA. Quanto mais etapas houver ou mais processado um alimento for, mais impacto terá acumulado (FAO, 2013).

Outra característica da metodologia empregada pela FAO é que esta utiliza dados desde um nível mais específico e o mais desagregado possível, e os agrega para obter resultados gerais (abordagem *bottom-up* ou de baixo para cima). Por exemplo, quanto a produtos alimentares, são analisadas 21 tipologias de alimento (*sub-commodities*) que contabilizam a maior parte do alimento consumido no mundo, e depois as agrupa em oito (8) categorias (*commodities*). Para cada uma das 21 *sub-commodities*, utilizam-se dados e fatores (sempre que possível) específicos para cada sub-região do planeta (são estabelecidas 7 grandes regiões e 21 sub-regiões) e para cada fase do ciclo de vida

(FAO, 2013). Essa abordagem também foi usada em outras publicações anteriores (BIO IS, 2012; KUMMU et al., 2012; VENKAT, 2012) que serviram de inspiração para o modelo da FAO. A vantagem dos métodos *bottom-up* em comparação aos *top-down* é que conseguem identificar e localizar os pontos de maior impacto ambiental, mergulhando nos dados agregados até encontrar os maiores contribuintes ao impacto geral, de forma bem parecida ao que se faz em uma ACV (FAO, 2013).

As fontes de dados que a FAO consultou, resumidamente, foram os próprios bancos de dados da FAO, o que eles chamam de “*Food Balance Sheets*” ou folhas de balanço de alimento, que servem como base para estimar fluxos de alimento por sub-região e *sub-commodity* (FAOSTAT, 2012). Para cada alimento, foram coletados dados sobre produção, importação, exportação e variação de estoque, para finalmente calcular uma quantidade ofertada para cada sub-região. Também foram coletados dados sobre alimento para gado, sementes, processamento e outros usos de alimento cultivado, com o intuito de obter a quantidade de alimento disponível efetivamente para consumo humano.

Contudo, os resultados que a FAO apresenta são relacionados apenas à parcela de alimento que virou PD, omitindo-se a sua contribuição em referência à produção total de comida. Tampouco se expressam os resultados relacionados à fração de PD que é evitável ou não evitável (ou comestível e não comestível). A FAO expressa os resultados em kg de produto alimentício em vez de produto alimentício comestível. Porém, os volumes de PD no relatório anterior (FAO, 2011), foram calculados com um fator de conversão para separar aquela fração comestível da não comestível.

Na Tabela 4 apresentam-se os fatores de conversão usados para determinar a parte comestível da parte não comestível para os grupos de alimentos do estudo da FAO (FAO, 2011). O valor de conversão indica a parte do produto que é comestível (valores entre 0 e 1). Nota-se que para o grupo de carne, o de laticínios e o de leguminosas nenhum fator foi declarado (ou seja, tudo é comestível), mas não se explica o que acontece com os ossos e outras partes da carne não comestíveis (a não ser que a FAO considere que tudo seria aproveitado para a indústria de ração animal, já que a alimentação animal ficou fora do escopo).

Tabela 4. Fatores de conversão usados para determinar a parte comestível dos alimentos

Cereais	Raízes e tubérculos	Frutas e legumes	Peixe e frutos do mar	Carne/ Leguminosas/ Laticínios
Milho, painço, sorgo: 0,69 ¹ -0,79 ²	Descascados à mão: 0,74	Descascados à mão: 0,8	Média: 0,5	(não foi declarado e assume-se igual a 1)
Trigo, centeio: 0,78	Descascados industrialmente: 0,90	Descascados industrialmente: 0,75		
Arroz: 1		Média: 0,77		
Aveia, cevada, outros: 0,78				

¹Países de Média e Alta Renda. ² Países de Baixa Renda
 Fonte: (FAO, 2011)

Apesar da publicação da FAO em 2013 ter sido um marco divisório neste campo de pesquisa, sua modelagem foi explicitamente desenhada para o propósito de publicar dados globais e regionais, em um nível de detalhe macroeconômico, a fim de mostrar o panorama geral. Essa publicação não foi desenhada como um guia metodológico a ser replicável pela comunidade de ACV, pois ao ser bem mais genérico, não se aplica a estudos de caso ou itens específicos alimentares, mas pode ser base de construção de um guia mais particular. A mesma publicação tampouco foi criada com o objetivo de identificar ações para prevenir o desperdício de alimentos (minimização e redução de resíduos). Dessa forma, não é uma publicação que aponte soluções direcionadas para formulação de políticas públicas ou estratégias para combate a perdas.

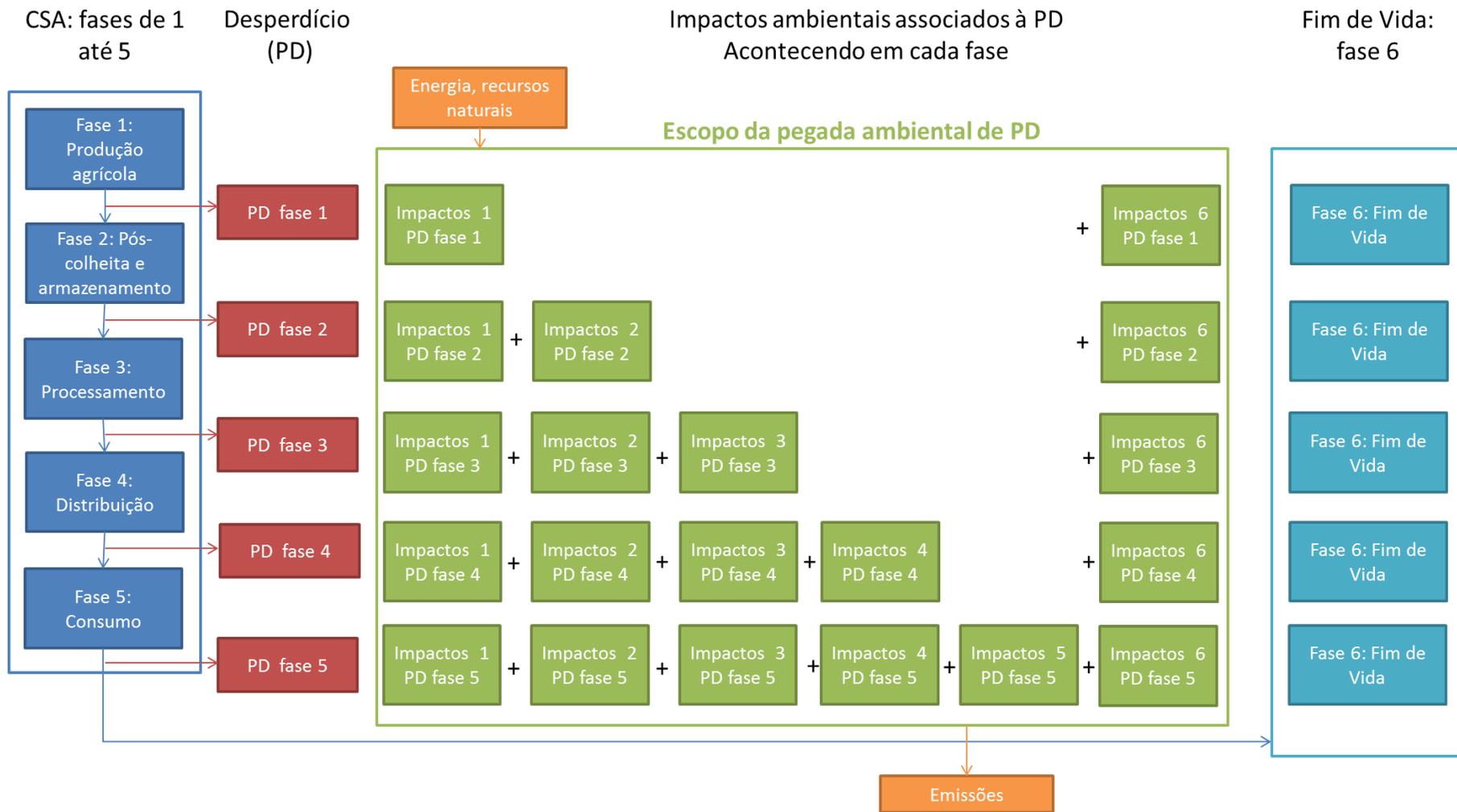


Figura 4. Metodologia de avaliação proposta pela FAO. Adaptado de FAO (2013). CSA: Cadeia de Suprimentos Alimentar

3.1.3.2. O projeto FUSIONS

Após o relatório da FAO em 2013, o projeto FUSIONS, na Europa, também emprega a metodologia de ACV para avaliar aspectos ambientais das PD (SCHERHAUFER et al., 2015). Eles avaliam impactos socioeconômicos e ambientais do desperdício de alimentos na Europa. Além dos impactos ambientais, como a FAO fez, também avaliam impactos na saúde e na nutrição devidos ao desperdício de alimentos, impactos socioeconômicos (a FAO fez os econômicos) e os impactos sociais positivos que as organizações de redistribuição de alimento trazem.

Em relação aos impactos ambientais, SCHERHAUFER et al. (2015) usam a abordagem de ACV “do berço ao túmulo” análoga à da FAO. Eles testam duas abordagens: “*bottom-up*”, começando por produtos e indicadores específicos e extrapolando os resultados; e a “*top-down*”, começando pelas emissões de GEE agregando e desagregando até encontrar a fatia que ocupam as emissões de GEE do desperdício de alimentos. Além dos GEE, como indicador de mudanças climáticas, foram considerados também os impactos potenciais de acidificação e eutrofização. A UF escolhida sempre foi 1 kg de alimento consumido. Diferentemente à FAO, que avaliou todos os produtos alimentícios, o projeto FUSIONS teve foco nos produtos mais consumidos na Europa (a cesta de produtos típica: maçã, batata, tomates, pão, leite, carnes e peixe). As duas abordagens são robustas e conseguem atingir resultados bem parecidos. Porém, os dados desagregados exibem diferenças mais notáveis, devido aos bancos de dados usados, que são diferentes para cada abordagem. A conclusão deles é que as duas abordagens têm suas fraquezas e forças, mas a “*bottom-up*” é aquela que mostra resultados por produto e pode servir como base para traçar metas de prevenção.

3.2. A ACV para quantificação dos impactos evitados da prevenção do desperdício de alimentos

3.2.1. Introdução

O ponto anterior discutiu apenas a parte metodológica de ACV e PD, mas já deixando entrever um pouco da perspectiva de ACV em prevenção de PD, pois tudo o que foi apresentado até agora é valioso e importante para este ponto final de levantamento de literatura e afinilamento metodológico.

Um dos pontos de extrema relevância de se avaliar corretamente as PD na ACV não é apenas estimar os impactos de forma mais abrangente, como visto no item anterior, mas é justamente a possibilidade de fazer posteriormente um ACV de prevenção de PD. O primeiro passo de se incluir a nova abordagem de ACV em PD é necessário para levar a termo um ACV de prevenção de PD. A diferença entre estes dois tipos de estudos é definida por (DAVIS et al., 2017) como o seguinte:

- Estudos de pegada (*footprint studies*): dão informações gerais sobre o impacto associado com um certo produto ou serviço, apresentando uma “fotografia” do sistema no momento. É o que foi apresentado na seção 4.3. como ACV de PD.
- Estudos de intervenção (*intervention studies*): exploram os efeitos de intervenções em um sistema, avaliando o impacto devido a uma mudança, ou seja, a comparação de dois ou mais cenários. É o que se apresenta nesta seção 4.4. ou estudos de ACV de prevenção de PD.

Os benefícios ambientais derivados de evitar produção de alimento, e seus serviços relacionados, podem ser avaliados desde esta perspectiva, e geralmente superam os benefícios de evitar o gerenciamento de resíduos apenas (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015).

Já nos últimos anos o número de artigos em ACV e prevenção de PD tem aumentado, sendo já disponíveis alguns estudos que avaliam a prevenção com base em ACV. Com esses artigos (DOLCI et al., 2016; GENTIL, GALLO e CHRISTENSEN, 2011; NESSI, RIGAMONTI e GROSSO 2012; MATSUDA et al. 2012; ERIKSSON, STRID e HANSSON, 2015, 2016; SANCHEZ et al., 2016) e junto às revisões da literatura mais

recentes na área (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015; CORRADO et al., 2016), serão discutidos os pontos metodológicos um por um.

3.2.2. Por quê um guia metodológico?

Uma vez corretamente avaliadas as PD sob a perspectiva de ACV, tem-se uma margem teórica para redução de impactos e emissões associados: o desperdício representa um gasto desnecessário de recursos durante as fases de produção e distribuição de alimentos não aproveitados (GARNETT, 2011; NOTARNICOLA et al., 2017). Como já discutido, a prevenção é a prioridade na hierarquia de resíduos, mas a maioria de ACV que lidam com PD ainda focam mais em tratamento de resíduos do que em prevenção (DIRECTIVE 2008/98/EC, 2008). Basta dar uma olhada na revisão de 222 estudos de ACV em resíduos e notar que somente 2 focaram em prevenção, o restante abordando apenas tratamento de resíduos (LAURENT et al., 2014).

Cabe a ressalva que alguns guias foram desenvolvidos nos últimos anos para facilitar a execução de estudos de ACV de gerenciamento de resíduos orgânicos (BJARNADÓTTIR et al., 2002; MANFREDI et al., 2011; BIOWASTE, 2008). Somente o manual do ILCD (MANFREDI et al., 2011) discutiu muito brevemente a prevenção de resíduo alimentar, destacando a importância de se fazer uma diferenciação e um guia mais específico para prevenção de resíduo alimentar, mas o documento não apresenta maiores explicações de como levar a cabo um estudo deste tipo (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015).

Estamos frente uma necessidade de um padrão ou guia metodológico para avaliar PD e seus impactos ambientais usando ACV. Este padrão não somente facilitaria comparação entre estudos, mas também incluiria a avaliação de impactos evitados ou evitáveis através da redução de PD (com medidas de prevenção), facilitando a comparação entre várias ações de prevenção e aumentando a transparência e a coesão interna (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015). A ACV apresenta uma vantagem como ferramenta para construir esta metodologia, já que é capaz de avaliar: i) a carga ambiental associada a PD; ii) os benefícios associados à redução de PD e iii) a preferência entre várias opções de recuperação e/ou prevenção (CORRADO et al., 2016).

(DAVIS et al., 2017), do projeto REFRESH, outro projeto europeu, é o primeiro documento guia estratégico sobre como fazer ACV e ACV-econômica focados para prevenção de resíduo alimentar. Eles distinguem entre 4 casos possíveis (ou “*Refresh situations*”) que são: prevenção de um fluxo, valorização de um fluxo alimentar, valorização como parte do gerenciamento de resíduos, e tratamento de fim de vida. Essas situações são paralelas à hierarquia dos resíduos. Cada uma destas situações pode acontecer em qualquer etapa do ciclo de vida. Para cada situação são fornecidas recomendações sobre como tratar as fronteiras do sistema, a UF e como lidar com multifunção (alocação ou expansão do sistema). Também diferenciam entre abordagens atribucional e consequential. Alguns aspectos que eles trabalham também serão discutidos e incluídos nesta revisão da literatura.

3.2.3. Definição de objetivo e escopo

3.2.3.1. Cenários de comparação

Enquanto os estudos de ACV de tratamento de resíduos normalmente focam em comparação de tecnologias, na maioria dos casos para determinar a forma mais adequada de tratar um certo resíduo em um contexto; a ACV de prevenção contrasta os efeitos de uma ação de prevenção com os efeitos da situação atual (*bussiness-as-usual*). Essa comparação avalia os impactos evitados ou evitáveis da ação de prevenção frente a não fazer nada ou frente ao tratamento do resíduo. A necessidade de dois ou mais cenários também é confirmada no guia do REFRESH (DAVIS et al., 2017).

Alguns estudos de ACV que já contemplaram a prevenção de resíduos comumente estabelecem um cenário de base para se comparar com um ou vários cenários de prevenção. (NESSI; RIGAMONTI; GROSSO, 2012) avaliam a prevenção de tratamento de resíduos relacionados à água para beber. Esse estudo compara três cenários de base com diferentes taxas de reciclagem de garrafas de água PET com outros cinco cenários de prevenção (que incluem duas ações, água filtrada nos lares e o reuso de garrafas PET). De uma forma parecida, (DOLCI et al., 2016) avaliam cenários de prevenção de resíduos relacionados à embalagem e distribuição de massa industrializada, com 6 cenários de referência que retratam as embalagens mais usadas, e

três cenários de prevenção que incluem estratégias de distribuição diferentes. Já em outra publicação (GENTIL; GALLO; CHRISTENSEN, 2011), o foco é Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e se compara também um cenário base com vários cenários de prevenção de resíduos em nível municipal. Em outro estudo focado em RSU (CLEARY, 2014), são comparados dois cenários de gerenciamento na cidade de Toronto: um cenário base de referência e um outro que aplicara 5 (cinco) ações de prevenção simultaneamente.

Em uma comparação de cenários, (ERIKSSON; STRID; HANSSON, 2016) observam até que ponto reduzir a temperatura das câmeras frigoríficas em um supermercado é factível para evitar que os alimentos pereçam, em termos de custo-benefício. Não é um ACV, mas parte do princípio da comparação de cenários. Já em ACV de prevenção de PD, (MATSUDA et al., 2012) comparam três possíveis vias de redução de PD em lares, uma pela prevenção de PD comestíveis, outra pela drenagem de água, e outra pela compostagem doméstica. A base da comparação é que as três estratégias têm que atingir o mesmo potencial de redução. Um estudo feito em cinco itens alimentares em supermercados de uma cidade na Suécia (ERIKSSON; STRID; HANSSON, 2015) comparou 6 cenários de fim de vida, um de cada estrato da hierarquia dos resíduos (doação, ração animal, digestão anaeróbica, compostagem, incineração, aterro), avaliando as emissões de GEE. SANCHEZ et al. (2016) usam ACV econômica⁶ para comparar cenários de tratamento de RSU com um cenário de prevenção da fração comestível.

3.2.3.2. Abordagem atribucional ou consequencial

A maioria dos estudos revisados trabalham com ACV atribucional, somente dois foram encontrados com a abordagem consequencial (GENTIL, GALLO e CHRISTENSEN 2011; SANCHEZ et al., 2016).

(DAVIS et al., 2017) é o único documento que traz sugestões para quando usar ACV atribucional ou consequencial. Um estudo que envolve algum tipo de tomada de decisão é denominado estudo de intervenção (ou seja, de mudanças, como a prevenção), e

⁶ Em inglês, Life Cycle Costing (ACV de custeios, custeio de ciclo de vida, ACV econômica). Refere-se à mesma abordagem da ACV ambiental, porém avaliando os custos monetários como forma de quantificação de impactos econômicos.

portanto pode ser consequencial. Mas se as consequências forem em uma escala pequena, pode ser atribucional. Eles reconhecem que a margem entre atribucional e consequencial às vezes fica subjetiva. Se, pelo contrário, não existe nenhuma decisão a ser tomada, é um estudo de “pegada ambiental” ou retrato de uma situação atual, e portanto não há dúvida sobre sua natureza atribucional.

3.2.3.3. Unidade Funcional

A UF nos ACVs clássicos de gerenciamento de resíduos, é geralmente uma medida unitária (1 tonelada de resíduo municipal sólido), baseada na geração de resíduos (geração de resíduo em uma região específica e em um período de tempo), baseado na entrada (ex: quantidade de resíduo entrando uma planta de tratamento) ou na saída (ex: uma certa quantidade de energia recuperada) (BAKAS et al., 2012). Porém, em uma ACV de prevenção de resíduos, tais UFs tem utilidade limitada (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015).

Das publicações revisadas em (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015), as definições de UF variam bastante, mas uma publicação apresenta um método para abordar a UF em estudos de prevenção (CLEARY, 2010). Essa publicação distingue uma UF primária e outra secundária. A primária é composta de duas partes: UF primária “*upstream*” e UF secundária “*downstream*”. A *upstream* é toda a matéria na CSA deixada de fora do sistema de tratamento de resíduos devido à prevenção (ou seja, é a fração evitável ou evitada), e a UF *downstream* é o resíduo que fica efetivamente para ser tratado (a fração não evitável).

A distinção da UF em dois fluxos diferentes também foi adotada em outros estudos, mas com significados diferentes. (MATSUDA et al., 2012) usam o termo “UF secundária” para definir uma quantidade constante de alimento ingerido, enfatizando que a prevenção não é atingida simplesmente aumentando a quantidade ingerida, de forma a se comparar todos os cenários para esta quantidade constante, mensurando então a eficiência da prevenção. Outras publicações (GENTIL; GALLO; CHRISTENSEN, 2011; SCHOTT; ANDERSSON, 2015) definem duas UF, a UF de resíduo e a UF de prevenção ou “resíduo virtual”, sendo que a massa total de resíduo permanece constante em todos os cenários e só varia a proporção entre elas.

A descrição de UF no guia do REFRESH (DAVIS et al., 2017) é bem sucinta: para casos de prevenção, apenas fixar uma quantidade (em massa) do produto principal ou de referência (sem contabilizar as perdas).

Como concluiu (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015), de um ponto de vista de PCV, a UF em um estudo de prevenção em ACV deve refletir mudanças em nível de sistema, tanto no tratamento de resíduos como no sistema de produção de alimentos, incluindo as PD geradas ao longo da CSA.

3.2.3.4. Fronteiras do sistema

Delimitar as fronteiras do sistema é de extrema importância para os resultados de uma ACV (BAKAS et al., 2012). Uma das críticas feitas na revisão realizada por (CORRADO et al., 2016) é a falta de abordagem “do berço ao túmulo” nos estudos, que acaba excluindo algumas correlações entre geração de PD e o design do produto. A recomendação dada é preferir sempre a definição das fronteiras do sistema sendo “do berço ao túmulo”, o que propiciará uma análise mais holística e promoverá um conhecimento mais amplo das dinâmicas de geração de PD. Outra crítica da referida revisão de literatura é a exclusão dos tratamentos de fim de vida, que ocasiona subestimação dos impactos ambientais associados. Tais tratamentos também deve ser incluído dentro das fronteiras do sistema, tanto os impactos “negativos” quanto os benefícios (substituição de produtos). Segundo (DAVIS et al., 2017), as fronteiras do sistema devem incluir os estágios afetados pelas mudanças. Casos de prevenção sempre afetam os estágios cadeia acima da CSA (ou *upstream*), portanto devem ser incluídos, tanto na abordagem consequencial quanto na atribucional.

Seguindo com a lógica da UF de (CLEARY, 2010), quando se aplica ACV na prevenção de PD, as fronteiras do sistema referem-se a três sistemas:

- 1) O sistema que representa os produtos/serviços evitados (a CSA), isto é, especificar como é a CSA do(s) alimento(s) sob estudo, quais etapas são incluídas, especificar se a análise inclui perdas de embalagem associadas, quais tipos de transporte são considerados e quais etapas se conectam (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015);

- 2) O sistema que representa o tratamento de resíduos evitado (sistema de gerenciamento de resíduos ou SGR). O tipo de carga ambiental (positiva ou negativa) de diversos tratamentos se apresenta na Tabela 5;
- 3) Os sistemas que representam produtos/serviços alternativos (sistema de produção alternativo) – o que na verdade é a ação de prevenção em si.

Tabela 5. Impactos ambientais negativos e positivos relacionados a diferentes alternativas de fim de vida para PD alimentares.

Tipo de tratamento	Impactos ambientais negativos	Impactos ambientais positivos
Despejo como efluente líquido	Impactos do tratamento de águas residuais	Substituição de energia ¹ ou captura de carbono na ETE ²
Compostagem doméstica	Emissões da compostagem	Substituição de fertilizantes/compost
Alimentação animal	Transporte e manufatura	Substituição de outra raça animal
RSU ³ : coleta e tratamento	Impactos da coleta e tratamento	Substituição de energia/fertilizantes, se houver
Prevenção	Impactos da aplicação da ação de prevenção (novo sistema)	Produção de alimento (CSA) e tratamento de resíduos evitados

¹ Através de produção de biogás.

² ETE= Estação de Tratamento de Efluentes

³ RSU= Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos

Fonte: Adaptado de SCHOTT e CÁNOVAS (2015)

A modelagem do sistema depende muito de cada caso de prevenção. Deve-se tomar precaução na hora de fazer comparações. O guia do REFRESH (DAVIS et al., 2017) traz alguns exemplos gráficos de definição de fronteiras do sistema que ajudam a compreender como se faz na prática. Eles explicam a técnica de substituição com a subsequente carga ambiental evitada, muito típica da abordagem consequencial, mas que neste caso, eles aplicam tanto para o caso atribucional como consequencial.

Por exemplo, na Figura 5 o gráfico da esquerda (A) representa o cenário atual, em que um atacadista envia um fluxo de alimentos (PD) para tratamento de resíduos diretamente. O tratamento gera um produto com certo valor (pode ser adubo natural, energia, etc). O gráfico da direita (B) representa o sistema depois de uma mudança

(prevenção), que implica em mudança da rotina do atacadista e na qual o fluxo de resíduo foi evitado. Já que os processos se vem afetados cadeia acima, menos recursos serão necessários para atingir a mesma quantidade de produto principal, por isso a inclusão das etapas do CSA rio acima. O efeito ambiental resultante de passar da situação A à situação B é obtido adicionando-se os novos processos de B e subtraindo os processos antigos de A (ou seja, B-A). O resultado de fazer essa subtração (que é a substituição com carga evitada) se mostra na Figura 6.

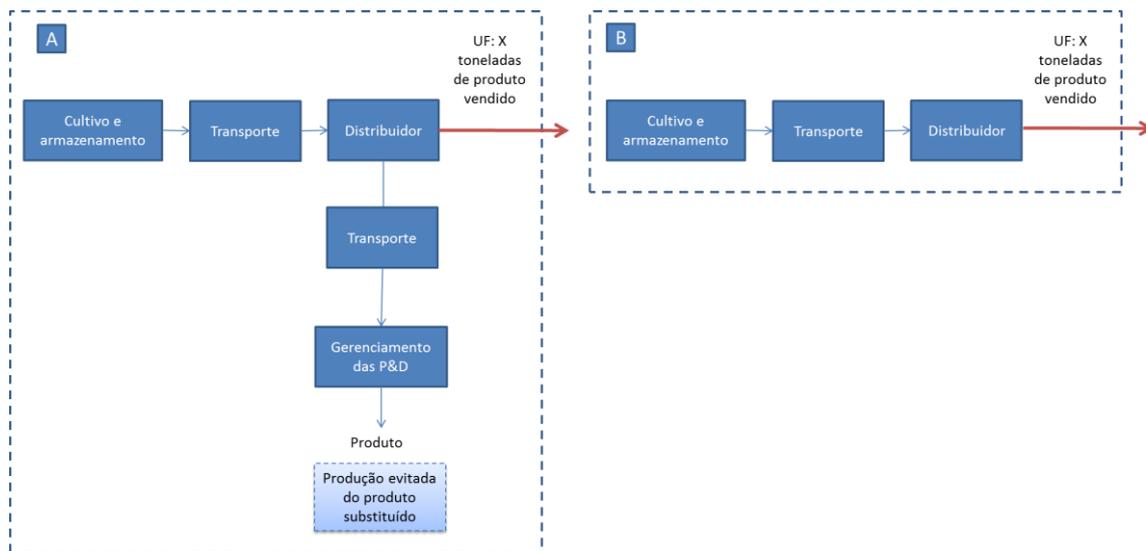


Figura 5. UF e fronteiras do sistema para comparação de cenários: A é o cenário atual e B o cenário de prevenção. As caixas em azul forte representam impacto, as caixas em azul claro representam impacto evitado. Adaptado de DAVIS et al. (2017)

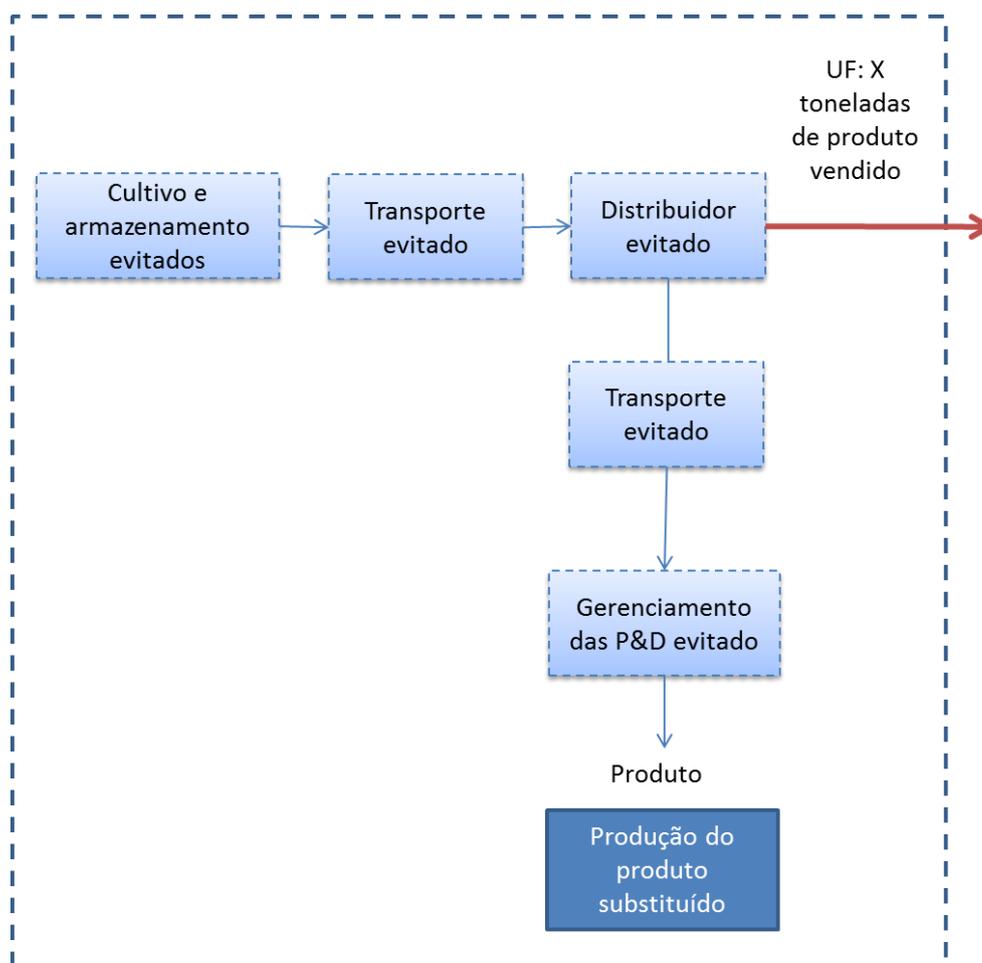


Figura 6. Sistema resultante de passar da situação atual (A) até a situação (B), ou resultado da subtração de sistemas (B-A) Adaptado de DAVIS et al. (2017)

3.2.4. Inventário de ciclo de vida

3.2.4.1. Qualidade dos dados

Quem for aplicar ACV para avaliar a prevenção de PD provavelmente consultará dados da literatura ou bancos de dados de ICV para avaliar impactos relacionados à produção de alimento, seguindo toda a CSA. Ao se descrever o procedimento de ICV, é necessário especificar não somente a fonte de dados consultada, como o vínculo entre os dados e as fronteiras do sistema e as escolhas de alocação, pois nem sempre isso é tratado de forma transparente (falta especificidade de dados sobre preparação dos alimentos, transporte, manejo de subprodutos, etc) (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015). Também deve-se especificar o tipo de produção agrícola (por ex: orgânico ou cultivo

convencional) e a localização geográfica, pois isso pode afetar aos resultados finais e as incertezas do estudo (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015), como será ressaltado mais a frente, nas considerações da etapa de AICV. Outro dado que comumente é secundário é a modelagem de tratamento de resíduo. Tem que ser checada a representatividade dos dados, pois existem diferentes características que influenciam de forma relevante o desempenho ambiental do sistema de tratamento de resíduos (CORRADO et al., 2016).

Como mencionado na seção 4.3, a completude de dados passa por obter dados de PD para todos os estágios do ciclo de vida estudados, e para cada estágio as PD devem ser divididas em três frações: inevitáveis, evitáveis e possivelmente evitáveis (CORRADO et al., 2016). Este assunto é tratado a seguir.

3.2.4.2. Fração evitável: distinção entre frações de PD e alocação de impactos

Um outro ponto metodológico relevante é a distinção entre frações de PD por tipos. Apenas conhecendo a parte de resíduo que é evitável poderemos avaliar o potencial de redução que pode ser atingido com métodos de prevenção (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015; CORRADO et al., 2016), pois nem tudo pode ser evitado.

Pelas definições anteriormente apresentadas segundo o WRAP (QUESTED; JOHNSON, 2009), existem 3 tipos de desperdício: evitável, não evitável e possivelmente evitável. Somente o resíduo evitável pode fazer parte do potencial de redução, e adicionalmente, o resíduo possivelmente evitável poderia fazer parte das incertezas do estudo como se faz normalmente em uma ACV, avaliando a qualidade dos dados.

O exemplo da maçã visa explicar, Figura 7, o que é evitável, não evitável e possivelmente evitável, deixando claro que a distinção entre frações pode variar segundo hábitos culturais ou de consumidor.

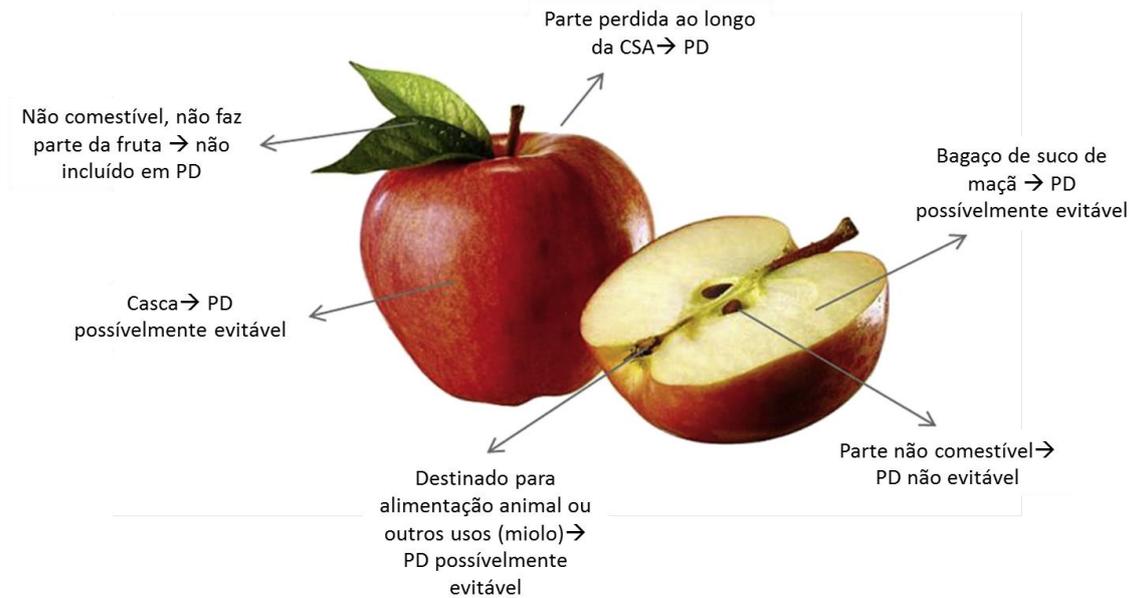


Figura 7. Representação de frações de PD aplicadas em um exemplo de uma maçã. Adaptado de CORRADO et al. (2016)

Agora, o que é evitável de fato? Somente a parte comestível? Tem muitas vezes em que o alimento por inteiro é jogado fora (comumente nas etapas anteriores ao consumo), devido à padrões estéticos por exemplo. Neste caso, tanto a parte comestível quanto a não comestível são jogadas fora e as duas são evitáveis (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016).

3.2.5. Avaliação de impacto de ciclo de vida

3.2.5.1. Indicadores ambientais

A publicação do REFRESH (DAVIS et al., 2017) é a única que oferece um guia sobre indicadores ambientais. Porém, é o que já se observa ao fazer uma análise da literatura: a maioria dos estudos de ACV em PD focam muito mais em indicadores de ponto médio do que de ponto final, e dentre estes, mudanças climáticas é o mais avaliado. Este indicador é mencionado em todas as referências, exceto nas avaliações de pegada hídrica. A produção de alimento é responsável por uma parcela significativa das emissões globais que contribuem com mudanças climáticas, eutrofização, acidificação e

eco-toxicidade, e nas ACVs de alimento é comum a inclusão de pelo menos três dessas categorias (DAVIS et al., 2017).

3.2.5.2. Estimativa de PD e impactos ao longo da CSA

Como já visto na seção 4.3., nem sempre os estudos de ACV em alimentos quantificam ou incluem os impactos acumulados ao longo da CSA. Da mesma forma vale a análise para estudos de ACV em prevenção do desperdício. Muitas vezes os estudos não incluem os impactos das fases anteriores ou posteriores da fase em que se aplica a ação de prevenção, e priorizam essa fase como foco do estudo, deixando o resto fora do escopo. A justificativa que se dá para tal “corte” é que essas etapas não mudariam entre um cenário e o outro e, portanto, por comparação podem ser excluídas.

(GENTIL; GALLO; CHRISTENSEN, 2011) usam uma avaliação consequencial para um sistema de resíduos e comparam um cenário de base e um cenário de prevenção. Todavia, não avaliam todos os estágios do CSA, ignorando as PD acumuladas ao longo da CSA, e somente considerando produção evitada de alimento como benefício. Em outra ACV consequencial de prevenção de PD, SANCHEZ et al. (2016) contabilizam apenas como efeitos diretos a produção de alimento e seu tratamento de resíduo, ignorando as etapas intermediárias de distribuição e transporte, por exemplo. Em outros estudos de ACV em prevenção de PD (atribucionais), não fica claro se foi utilizada a abordagem de contabilizar as PD acumuladas ao longo da CSA (ERIKSSON; STRID; HANSSON, 2015; MATSUDA et al., 2012).

3.2.5.3. Avaliação de impactos evitados

Depois de discutir no ICV entre as frações evitáveis e não evitáveis, é necessário saber o que é teoricamente evitável e a diferença com a prática, pois para estimar impactos evitados, conhecer a fração evitável é determinante. Em teoria, todo resíduo comestível poderia ser 100% evitável. Porém, existem outros fatores que influenciam o comportamento do consumidor, assim o potencial teórico estará afetado por questões subjetivas e sucessos imprevisíveis (SALHOFER et al., 2008).

Considerando que nenhum processo é 100% eficiente, o potencial evitável seria o equivalente a dizer que é um potencial teórico, o máximo a ser atingido por uma ação de prevenção, tudo aquilo que possível evitar, já que é comestível ou estava em boas condições. Os poucos estudos que existem de ACV em prevenção de PD trabalham com esse potencial teórico, assumindo 100% do resíduo evitável (comestível) como único cenário (SANCHEZ et al., 2016; HOLOHAN et al., 2013).

Mas as ações de prevenção de fato têm um componente prático que implica um certo grau de sucesso. Para isto, (CRISTÓBAL et al., 2017) propõem um passo além do potencial evitável de desperdício alimentar. Eles consideram dois fatores: o primeiro é o fator de escopo, que é a ordem de grandeza do alvo da ação comparada com o tamanho do sistema. Por exemplo, para ações cujo público sejam os cidadãos, o escopo da ação seria, portanto, uma porcentagem do total da população. O segundo é o fator de participação, que define os usuários do grupo alvo que efetivamente participam da ação. Para estimar esse fator pode-se utilizar questionários, enquetes ou referências secundárias. Com esses dois fatores em forma de percentual, pode-se estimar os potenciais evitáveis de uma ação de prevenção.

Por outro lado, da revisão feita por (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015) observou-se que na maioria dos estudos os impactos mais significativos da prevenção residem em evitar a produção do alimento e seu manuseio. Evitar o tratamento de resíduos traz, em geral, um impacto mais modesto. Portanto, estimar corretamente os benefícios da prevenção depende muito das suposições tomadas em relação à produção de alimento e toda a CSA. Esse trabalho também argumenta que os resultados podem variar muito entre estudos, uma vez que são sensíveis às suposições feitas sobre os dados de produção de alimento, e outras incertezas como a composição do alimento, no caso de resíduo com alimentos mistos.

Por isto se faz importante rastrear e mapear bem a CSA, obtendo dados o mais próximo possível da realidade, de forma a diminuir as incertezas, sobretudo quando o foco do estudo está em uma etapa no final da CSA e as suposições são feitas cadeia acima. Como os impactos são cumulativos, o erro também pode o será, aumentando a incerteza.

3.2.5.4. Efeitos indiretos da prevenção de PD

Os efeitos cascata são os efeitos da prevenção de resíduos que indiretamente afetam o sistema, mas as relações causa-efeito normalmente são difíceis de prever e os seus impactos também, o que inclui mais incertezas nos estudos (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015). Um efeito que a prevenção de PD pode ter indiretamente, devido à diminuição da produção de alimento, é gerar mudanças no uso do solo para outros propósitos (biocombustíveis, por exemplo).

Outra consequência da prevenção são os efeitos rebote: a prevenção de um tipo de resíduo pode levar a substituir outros produtos ou serviços, fazendo um consumidor, por exemplo, consumir outro tipo de bem com a disponibilidade econômica extra. Esse tipo de efeito rebote não foi avaliado nos estudos revisados por (SCHOTT; CÁNOVAS, 2015).

Uma ACV consequential deve considerar os efeitos rebote; já uma ACV atribucional normalmente não os inclui nas fronteiras do sistema. Em SANCHEZ et al. (2016) realiza-se um estudo consequential de ACV de custos social e ambiental, sobre prevenção de PD em residências, focando principalmente nos efeitos indiretos. Considera-se dois efeitos indiretos: o consumo marginal provocado pela diferença de gastos nos lares, e os efeitos de mudança de uso de solo associados à produção de alimento. Os resultados apontam que, enquanto a prevenção traz benefícios de bem-estar (benefícios sociais) ao poder consumir mais itens com um mesmo salário, também pode acarretar mais impactos ambientais se essa poupança é gasta com bens de carga ambiental maior do que os alimentos (identificados como gastos em lazer, comunicações e lar). Essa situação seria diferente se a economia fosse aplicada em extra com educação, saúde ou seguros. Os impactos indiretos de mudanças de uso do solo foram mais relevantes no indicador de mudanças climáticas e não afetaram a área social.

3.3. Levantamento de ações de prevenção de desperdício alimentar e seus impactos

3.3.1. Introdução

Devido à importância já levantada nos itens anteriores desta tese sobre o desperdício alimentar, é preciso estudar quais estratégias de prevenção de resíduo alimentar (de PD) podem ser implementadas e como elas podem de fato ajudar a reduzir impactos. Para combater o desperdício de alimentos, tem surgido muitas iniciativas nos últimos tempos, lançadas tanto em nível local quanto global. Porém, ainda se conhece pouco sobre as características dessas iniciativas (estratégias, ações, atividades), assim como do impacto que elas têm desde uma perspectiva de ciclo de vida. Existe uma falta de dados sobre a capacidade real que das medidas de prevenção em reduzir o desperdício, assim como da sua performance ambiental (CRISTÓBAL et al., 2017).

A prevenção de resíduos é a primeira prioridade na hierarquia de resíduos, e é definida através de ações de evitar, reduzir e reutilizar, mas excluindo reciclagem externa (UNGER et al., 2016). Outra definição que segue a mesma linha, segundo GENTIL; GALLO e CHRISTENSEN (2011), é que a prevenção ocorre onde o fluxo de alimento é reduzido, ou seja, uma medida de prevenção de resíduo alimentar seria aquela que reduz o fluxo de resíduo alimentar através da redução de produção de comida.

De fato, a proposta de marco de ação sobre como gerenciar o desperdício de alimentos pode ser resumida na mesma hierarquia de resíduos, como fizeram PAPARGYROPOULOU et al. (2014), com ilustração na Figura 8. Ela é um pouco diferente da hierarquia apresentada por MANFREDI et al. (2011) (apresentada na seção 2.3.1.), que era aplicada para resíduos orgânicos em geral. Nesta, mais voltada para desperdício de alimentos, observa-se que a prevenção de fato ocorre com tipos de ação nos dois primeiros estratos (prevenção e reuso), seguindo a definição aqui apresentada. Essas ações são: evitar superprodução ou excedente de alimento através da produção e consumo; prevenir a geração de desperdício evitável através da cadeia de valor do alimento; e reusar o excedente para pessoas afetadas por pobreza alimentar, por meio de redes redistribuição e bancos de alimentos.



Figura 8. Marco de ação de gerenciamento de resíduos alimentares. Fonte (PAPARGYROPOULOU et al., 2014).

Sobre estas estratégias de reuso (segundo nível da pirâmide), elas se diferenciam da “prevenção na fonte” (primeiro nível da pirâmide), porque a doação para caridade é uma redistribuição logística de alimento, mais voltada para o combate à fome, mas não necessariamente se reduz a produção de comida como consequência. Dentre estudos prévios que examinaram a prevenção de resíduos em supermercados, por exemplo, dois deles (SALHOFER et al., 2008; SCHNEIDER, 2013b) investigaram o efeito da doação para caridade, mas essa estratégia, de acordo com PAPARGYROPOULOU et al. (2014), é um assunto a parte e é menos favorável que a prevenção propriamente dita.

As estratégias de reciclagem, recuperação e disposição final não são estratégias que evitam produção de alimento para consumo humano ou a geração de resíduo. Portanto, ficam fora do escopo do combate ao desperdício alimentar.

Mas é sempre prioritário prevenir do que reusar ou até reciclar? A hierarquia dos resíduos segue uma lógica intuitiva, mas dependendo de vários critérios, não somente ambientais (por exemplo, de custos econômicos, de viabilidade técnica), a lógica pode nem sempre seguir essa ordem. Assim, a ACV pode ajudar a tomar decisões quando se trata de definir estratégias ou políticas públicas na área de resíduos, para reduzir

impactos ambientais segundo especificidades locais (EKVALL et al., 2007; MANFREDI et al., 2011). Em um estudo prévio feito no contexto europeu, (CRISTÓBAL et al., 2017) criaram uma ferramenta para otimizar a ecoeficiência (minimização de impactos ambientais e minimização de custos econômicos) de várias ações de prevenção de resíduo alimentar, ações de reuso e de reciclagem, para ajudar aos tomadores de decisão a projetar programas de prevenção de resíduos por meio de ACV e programação matemática. Os resultados mostraram que, em geral, a ordem da hierarquia dos resíduos se mantém, com exceção de alguns casos em que, dependendo do orçamento disponível, certas ações de reuso e reciclagem são priorizadas frente à prevenção.

É por tudo isto que se faz importante mapear as consequências das ações de prevenção ao longo do ciclo de vida, tendo em consideração impactos não somente ambientais, mas também sociais e econômicos, que podem competir entre si. As avaliações e comparações devem, então, ser efetuadas de maneira holística em um determinado contexto e ajudar na tomada de decisão, através de métodos baseados em ACV (GHARFALKAR et al., 2015). É importante salientar que, no planejamento de estratégias de prevenção, devem-se estabelecer metas de redução de impactos ambientais e não simplesmente de quantidade de resíduo evitado, pois isso levaria a tomar decisões de forma enganosa (CRISTÓBAL et al., 2017).

3.3.2. Objetivo e escopo

O objetivo desta seção é mapear ações existentes de combate ao desperdício de alimentos, como a prevenção e o reuso. Ficam fora de escopo ações de reciclagem, recuperação energética ou disposição final (alimentação animal e/ou tratamento de resíduos). O mapeamento aqui apresentado é um resultado melhorado, explicado e ampliado em relação ao apresentado no congresso LCA Food 2016 (CÁNOVAS; BERNSTAD; VALLE, 2016).

Este mapeamento tem o foco na cadeia de valor do alimento e no pensamento de ciclo de vida, no que diz respeito a possíveis impactos evitados ou benefícios nos três pilares da sustentabilidade. Também pretende caracterizar e conhecer mais sobre os tipos de

ações sendo implementadas no mundo, ainda pouco difundidas. Portanto, as ações encontradas são classificadas e analisadas em relação a estes aspectos:

- 1) Estágio da cadeia de valor ou ciclo de vida;
- 2) Tipo de ação;
- 3) Consequências ambientais, sociais e econômicas.

Esses aspectos são classificados por categorias e não são avaliados numericamente nem quantitativamente. Porém, sempre que fosse indicado algum valor quantitativo sobre a abrangência da ação (quantidade de alimento evitado, quantidade de pessoas atingidas, etc), tal valor foi registrado. Outros dados coletados foram o país de origem da iniciativa, e o tipo de alimento em foco.

Os resultados do mapeamento geram um banco de dados⁷ de onde pode-se extrair as tendências atuais sobre como e onde as estratégias ocorrem. O mapeamento apresentado pode servir de ponto de partida para um banco de dados global sobre a maneira como se estabelecem os critérios de classificação. Entretanto, tal banco de dados imporia uma padronização.

Pode-se também sugerir o estabelecimento de um banco de dados colaborativo sobre ações de prevenção de resíduos alimentares. Desta forma, qualquer um poderia introduzir dados de uma nova ação, consultar o banco de dados, obter estatísticas, conhecer mais ações ao redor do mundo e entender o panorama mundial.

Por último, um banco de dados de ações possíveis permitiria aos tomadores de decisão e partes interessadas (órgãos públicos, empresas do setor da alimentação) considerarem uma avaliação multicritério para priorizar ações a serem implementadas com o maior balanço custo-benefício possível, segundo a escala de valores ou prioridades de critérios (ambientais, sociais e econômicos).

Algumas considerações prévias deste trabalho que delimitam o escopo são:

- A “ação contra o desperdício” é considerada uma ação direta ou intervenção que combate o desperdício de alimentos, com resultados alcançados. Não se inclui, por exemplo, páginas web apenas falando sobre a temática, mas fica dentro do escopo

⁷ Banco de dados disponível em: <https://albacanovas.wixsite.com/mycv/files> para acessar a listagem de iniciativas/ações contra o desperdício alimentar encontradas.

uma campanha de conscientização, pois tem um objetivo e escopo de público a ser alcançado e monitorado ou contabilizado.

- O estágio da cadeia de valor ou ciclo de vida não é necessariamente onde a ação tem lugar fisicamente, mas sim onde o alimento será evitado. Por exemplo, para uma ação onde é pensado o *design* de uma embalagem para que o consumidor desperdice menos será considerado que o estágio é consumo, pois é onde terá realmente o efeito de prevenção.
- Só serão consideradas ações de prevenção na fonte ou de reuso/reutilização (também definido como redistribuição). Outras aplicações como reciclagem (alimentação animal), recuperação energética ou tratamento de resíduos não serão consideradas ações de prevenção.
- Efeitos rebote não serão incluídos por falta de informações adicionais e acréscimo de complexidade (deveriam ser estudados caso a caso).

3.3.3. Materiais e métodos

O mapeamento é realizado através de uma revisão bibliográfica que não pretende ter completude ou representatividade absoluta, mas tem abrangência geográfica mundial. A cobertura temporal é de dois anos (2014-2016). O que não significa que a iniciativa surgisse necessariamente nesta época, podia ser já existente, ser uma estratégia nova, uma ação de curta duração, ou inclusive ter terminado.

A fonte principal de dados foram três bancos de dados previamente existentes (FUSIONS, 2016; MAGRAMA, 2014; REFED, 2016). A ReFED é um grupo de vários atores nos Estados Unidos engajados para combater ao desperdício alimentar. Eles mapearam da sua rede de parceiros 27 ações possíveis que ajudam a combater o desperdício, e que cumpriam com quesitos de disponibilidade de dados, rentabilidade, viabilidade e que fossem escaláveis (CRISTÓBAL et al., 2017; REFED, 2016). O projeto FUSIONS foi financiado pela União Europeia, e entre 2012 e 2016 equipes de várias universidades, instituições públicas e privadas trabalharam com diretrizes e subprojetos para reduzir o desperdício alimentar e tornar a Europa mais eficiente com o uso de recursos. Eles dispõem de um “Inventário de Inovações Sociais”, que é um mapeamento de ações contra o desperdício ao redor dos 13 países participantes da

iniciativa (FUSIONS, 2016). O último banco de dados consultado foi uma publicação do Ministério de Agricultura e Meio Ambiente da Espanha, que coletou experiências de vários países do mundo que combatem o desperdício alimentar (MAGRAMA, 2014).

Os bancos de dados foram complementados com mais resultados obtidos de uma revisão bibliográfica na internet. A procura pela internet é justificada porque raramente esses tipos de ações populares são recolhidas em artigos científicos indexados. As palavras chave usadas para procurar na internet foram em três línguas: inglês, (“*food waste prevention initiatives*”), português (“desperdício alimentar”) e espanhol (“*iniciativas contra el desperdicio de alimentos*”).

Já para a definição de categorias nas quais as diferentes ações são classificadas, também se recorreu a várias referências para uniformizar todas as categorias possíveis. Outras categorias foram adicionadas à medida que as ações eram avaliadas. A Figura 9 descreve resumidamente o método usado de criação do banco de dados. Em seguida a escolha dos critérios é explicada.



Figura 9. Método da criação do banco de dados. Adaptado de (CÁNOVAS; BERNSTAD; VALLE, 2016).

3.3.3.1. Estágio da cadeia ou do ciclo de vida

Para começar, as ações são classificadas pelo estágio da cadeia de suprimentos (ou estágio de ciclo de vida) em que a prevenção tem lugar. Estas são inspiradas nas mesmas fontes consultadas para as ações (FUSIONS, 2016; MAGRAMA, 2014; REFED, 2016) assim como na principal publicação da FAO (2011). A classificação por estágios consultada e a utilizada nesta publicação encontram-se na Tabela 6.

Tabela 6. Estágios do ciclo de vida considerados nas publicações consultadas e utilizadas nesta tese

FUSIONS	MAGRAMA	FAO	Esta publicação		
Agricultura	Produção primária	Produção agrícola	Produção primária	Colheita	
-	-	Manuseio e Armazenagem Pós-colheita		Transporte	Pós-colheita
Processamento	Indústria	Processamento (inclui industrial ou caseiro)	Indústria	Processamento	
					Embalagem
Varejo	Distribuição (atacado e varejo)	Distribuição (atacado e varejo)	Distribuição	Atacado	
					Supermercados
					Mercados e feiras
Lares	Consumo	Consumo (só define como lares)	Consumo	Lares	
					Restaurantes
					Hospitais
					Cantinas
				Escolas	

Nota: A construção da tabela considera as equivalências de estágios entre as publicações.

Como existia diversidade entre os estágios, optou-se por um nome que tentasse representar ao máximo cada um deles. Também se optou pela subdivisão dos estágios em etapas mais curtas ou que identificassem melhor o momento ou o lugar em que ocorre a ação, com base no tipo de ações encontradas.

O primeiro estágio descrito neste estudo é a “produção primária”, que inclui toda a produção primária seja em agricultura, pesca ou pecuária, até o transporte para distribuição ou indústria. Esta etapa é dividida em dois subprocessos: colheita (tudo o que ocorre até o fim da colheita) e pós-colheita, que inclui o manuseio e armazenagem após a colheita, seguindo FAO (2011). Todavia, não incluímos o transporte até a próxima etapa, que foi considerado um outro estágio. Quando se trata de produção de

animais, a etapa de “colheita” seria equivalente a criação animal ou captura e “pós-colheita” tudo o que ocorre após obter o beneficiamento *in situ*.

A etapa de transporte foi considerada a parte, pois desde o ponto de vista do ciclo de vida, existe transporte entre qualquer uma das etapas do ciclo de vida, e não necessariamente só na etapa pós-colheita, como a FAO considera.

Depois vem a etapa da indústria, que pode existir ou não para alguns alimentos, e foi subdividida em duas etapas: processamento e embalagem, pois existem algumas ações contra o desperdício que agem no momento de embalar o alimento.

Nas publicações do MAGRAMA (2014) e da FAO (2011), a distribuição se refere ao atacado e varejo, logo optou-se por usar o mesmo termo, fazendo subdivisões. Como a realidade de atacado e varejo costuma ser bem diferenciada pelo volume de alimento que se manipula, foram distinguidas três subcategorias: atacado (centros de distribuição de alimentos), supermercados e mercados e feiras.

Por último, existe a etapa de consumo, amplamente encontrada nas ações como se verá nos resultados e, portanto, subdividida em mais categorias: lares (como no projeto FUSIONS), restaurantes, hospitais, cantinas e escolas.

No entanto, a publicação do ReFED não classifica as ações pelo elo da cadeia, mas sim pelo ator que pode fazer uma mudança, esteja este ator dentro da cadeia de valor do alimento ou fora (investidor de negócios, fundações e ONGs, governo, empreendedores). Esse tipo de tratamento foi excluído do escopo deste projeto.

3.3.3.2. Tipo de ação

Já para definir o tipo de ação, inspirou-se nas categorias do ReFED (REFED, 2016) e do projeto REFRESH (UNGER et al., 2016; DAVIS et al., 2017), reorganizadas seguindo uma lógica que se adaptasse a este estudo, pois conforme eram avaliadas as ações, novas possibilidades surgiam. A tentativa foi a de encaixar todas as ações em diversas categorias que não fossem redundantes, preservando a completude.

Na Tabela 7 são mostrados os tipos de ação consideradas no ReFED (chamadas de “soluções para o desperdício alimentar”). Eles incluem uma lista de estratégias de

prevenção só que também incluem reciclagem ou tratamento de resíduos, mas como estas últimas ficam fora do escopo do estudo, não foram consideradas. Por outro lado, na tabela também se mostram os tipos de ação considerados no projeto REFRESH (chamadas de “rotas tecnológicas”).

Tabela 7. Categorias de "Tipo de ação" dos projetos ReFED e REFRESH consultados

Categorias ReFED (“soluções para o desperdício alimentar”)	Categorias REFRESH (“rotas tecnológicas”)
Campanhas de educação para o consumidor	Redesign e otimização de processos
Rotulagem de datas padronizada	Nova tecnologia
Ajustes de embalagem	Re-processamento de material
Software para doação de comida	Mudança comportamental
Regulação de doação padronizada	
Processamento com adição de valor	
Educação sobre responsabilidades na doação	
Manuseio e armazenamento de doações	
Embalagem para evitar perdas	
Transporte de doações	
Monitoramento e análise de resíduos	
Jantar sem bandeja	
Pratos menores	
Optimização de linha de manufatura	
Gestão da cadeia de frio	
Gestão de melhoria de inventário	
Especificações de produtos perecíveis ¹	
Revendedores secundários	

¹ Frutas e legumes feios

Nesta publicação a classificação “tipo de ação” foi dividida em categorias principais e subcategorias, de maneira a ter uma categorização mais geral e outra mais específica. As categorias foram inspiradas, como já citado, nos projetos ReFED e REFRESH, e foram adaptadas segundo conveniência, pois enquanto as categorias do ReFED eram bem específicas e concretas, as do projeto REFRESH eram bem mais gerais e abrangentes. Além dessas fontes, mais uma categoria foi adicionada, obtida do (MAGRAMA, 2014), que é o encurtamento da cadeia como solução ao combate do desperdício. Enquanto o MAGRAMA (2014) considerou essa categoria como mais um estágio do ciclo de vida, nós a classificamos como tipo de ação, pois o encurtamento une duas pontas da cadeia e pode afetar uma ou mais etapas.

Outra consideração na hora de criar as categorias foi que cada categoria pudesse ser aplicada em diferentes estágios do ciclo de vida, ou seja, que não fosse atrelada diretamente e sempre a uma mesma etapa, pois isso tiraria riqueza e complexidade na classificação e no posterior cruzamento de dados, “estágio x tipo de ação” por exemplo. As categorias de tipo de ação usadas nesta publicação são apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8. Categorias e subcategorias de tipo de ação definidas neste trabalho

Tipo de ação (categoria principal)	Tipo de ação (subcategoria)
Mudança comportamental	Conscientização e campanhas educacionais Programas de treinamento Legislação e incentivos governamentais Iniciativas individuais e/ou comunitárias
Inovação de processos	Otimização de linha de manufatura Monitoramento de resíduos Gestão de melhoria de inventário Gestão da cadeia de frios
Inovação de produtos	Redesenho da embalagem Sistemas de aumento de vida de prateleira Ferramentas de traçabilidade
Redistribuição de alimento	Venda de excedentes Venda de produtos perto da data de validade Venda de produtos feios ou imperfeitos Venda de produtos com valor agregado (processados feitos com excedente ou imperfeitos) Doação à caridade Doação ou compartilhamento em comunidade/colaborativo Banco de alimento ou centro de distribuição de doações <i>Software</i> de correspondência de doações ou compartilhamento de comida excedente

Encurtamento da cadeia	“Campo à mesa” Feiras de agricultores Agricultura urbana
------------------------	--

3.3.3.3. Consequências ambientais, sociais e econômicas

Por último, para fazer um vínculo entre prevenção de resíduos, ciclo de vida e impactos/benefícios relacionados à sustentabilidade, é preciso definir as categorias de “consequências”, que são classificadas por ambientais, sociais e econômicas. Estas consequências são as derivadas diretamente da implementação da ação. Foram excluídas do escopo consequências indiretas ou efeitos rebote, mas isso será discutido nos resultados. A classificação das consequências está descrita na Tabela 9.

Tabela 9. Classificação de consequências ambientais, sociais e econômicas usadas neste estudo

Consequências ambientais	Consequências sociais	Consequências econômicas
Produção evitada	Alimentação de pessoas em risco	Aumento de vendas
Tratamento de resíduos evitado	Criação de emprego	Criação de pequenos negócios
	Engajamento da comunidade	Diminuir custos (aumento de receita disponível)

Em termos de consequências ambientais da prevenção de resíduo alimentar, de um ponto de vista de ACV, têm relevância: 1) evitar produção de alimento e 2) evitar tratamento de resíduos (seguindo a linha da definição de prevenção estabelecida na introdução deste item).

A redução da demanda pelo produto em determinado ponto do ciclo de vida ocasionará uma queda marginal da produção primária, evitando assim a produção de alimento. A produção evitada, por sua vez, ocasiona a remoção dos impactos ambientais acumulados desde a produção primária até o ponto de redução de demanda, além de evitar os impactos do tratamento de resíduos.

No segundo caso, trata-se de quando não se altera a demanda de um produto, este é o caso de algumas doações para caridade, pois não se tem certeza do grau de risco de exclusão e insegurança alimentar da pessoa que recebe tal doação. Se uma pessoa não tiver outro jeito de conseguir um alimento, a doação provavelmente não afetará a demanda do produto, pois essa pessoa não estará deixando de consumir em outro lugar. Na presente análise, considerou-se como premissa conservadora que todas as ações voltadas para caridade se encaixariam dentro deste padrão: não se altera a demanda do produto alimentar. Assim, não se reduz a demanda do produto, mas reduz-se o fluxo de resíduos a serem tratados e seus impactos relacionados.

Como mencionado anteriormente, foram mapeadas estratégias tanto de prevenção na fonte quanto de reutilização (ações classificadas aqui como redistribuição de alimentos). De um ponto de vista da hierarquia dos resíduos e pensando nas consequências ambientais, poderia ser intuído que a prevenção na fonte está diretamente atrelada a evitar a produção de um alimento, enquanto a reutilização só evita tratamento de resíduos, mas isso não acontece necessariamente (CRISTÓBAL et al., 2017). A lógica seguida nesse estudo aponta que as ações de reutilização (redistribuição, processamento, etc) também podem diminuir a produção, caso tenham um valor econômico, pois a aquisição desse bem irá substituir outros bens. Por exemplo, assumo que um consumidor escolhe adquirir uma cesta de frutas e legumes fora do padrão. Isso diminuirá a demanda por frutas e legumes que seguem os padrões de aparência dos supermercados, levando sim a uma diminuição da produção. As ações de reutilização para caridade (doação), como já mencionado, serão consideradas como apenas evitando o tratamento de lixo e não evitando os impactos relacionados às etapas anteriores do ciclo de vida.

Quanto às consequências sociais, foram pensadas três categorias possíveis. A primeira seria alimentar pessoas em risco - pode ser risco de exclusão social, risco de pobreza, risco de subnutrição ou insegurança alimentar, ou seja, pessoas que não conseguem acessar um alimento com facilidade. A segunda consequência possível seria criação de trabalhos, seja pela geração de novos empreendimentos, seja porque a ação em si é uma empresa que gera empregos. A terceira consequência é o engajamento comunitário. Entende-se por isso como qualquer ação que promova novas interações e redes entre pessoas através da causa do desperdício alimentar: desde uma comunidade de vizinhos,

colegas de trabalho, uma cidade em si. Este engajamento pode ser “passivo”: apenas receber uma informação, um treinamento ou uma campanha de conscientização. Pode também ser “ativo”: uma ação promovida desde a comunidade propriamente dita, a participação de voluntários para uma causa, etc.

Já para as consequências econômicas, foram descritas três possibilidades: um aumento de vendas em um determinado setor (por exemplo, um supermercado começa a vender produtos “feios” que antes eram descartados a um preço diferenciado, ou produtos que estão perto da data de vencimento); a criação de pequenos negócios; ou a diminuição de custos (ou seja, aumento de receita disponível), por exemplo, um restaurante consegue trabalhar com um melhor aproveitamento integral dos alimentos, sendo que reduz as despesas de compra de alimento e acaba economizando.

3.3.4. Resultados e discussão

Foram encontradas 340 ações inicialmente, dentre todas as fontes consultadas. Depois de fazer um filtro, foram eliminadas as ações duplicadas ou que ficaram fora do escopo, resultando em 265 iniciativas. A distribuição delas no mundo foi 179 na Europa, 38 na América do Norte, 29 na América do Sul, América Central e Caribe, 4 na África, 4 na Ásia, 4 na Oceania e 8 de abrangência mundial (Figura 10). É normal esperar esta distribuição, pois duas das principais fontes consultadas eram europeias, e também devido ao viés das línguas de procura (inglês, espanhol e português). Logo, esta representação não explica uma realidade da distribuição de iniciativas ao redor do mundo, apenas as encontradas. Explica-se, a seguir, a análise qualitativa dos dados encontrados.

Os resultados mostram que o tipo de ação mais encontrada é focada no consumidor, e é a de “mudança comportamental” (111 ações), da qual se atribui majoritariamente um impacto social do tipo “engajamento da comunidade”, e também está atrelada à redução de custos como consequência econômica. Por se tratar de uma mudança comportamental, é difícil se contabilizar o real impacto na prevenção de resíduos. Pode-se medir o público afetado, mas é difícil monitorar a efetiva mudança de comportamento.

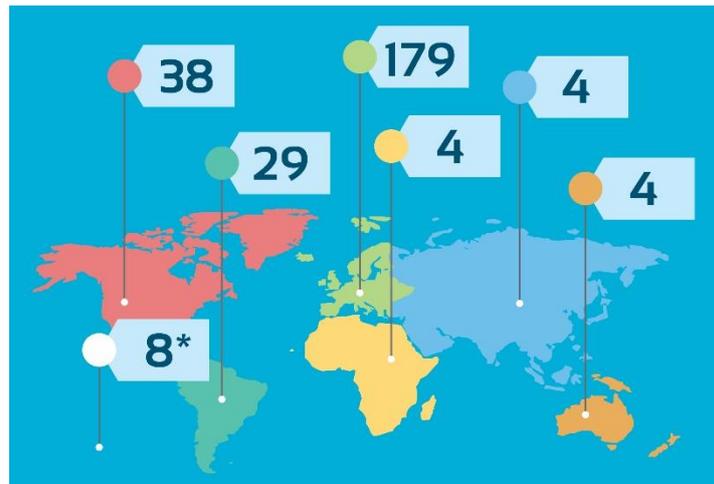


Figura 10. Distribuição das iniciativas encontradas ao redor do mundo. Fonte (CÁNOVAS; BERNSTAD; VALLE, 2016).

Por estágios do ciclo de vida, as iniciativas se distribuíram da seguinte forma: todos os estágios (16), consumo (128), transporte (7), indústria (10), produção primária (26), distribuição (43). Também há ações que englobam dois estágios simultaneamente: indústria e transporte (2), produção primária e consumo (2), produção primária e distribuição (6), distribuição e consumo (7), indústria e distribuição (6). Por último, existem também ações que fazem a ponte entre produção primária e consumidor (12), que são justamente as ações do tipo “encurtamento da cadeia” (portanto poupam todas as etapas intermediárias: transporte, indústria e distribuição).

Dentro dos estágios se avaliaram também sub-estágios do ciclo de vida, para observar quais eram as tendências. Por exemplo, no caso do consumidor final, a maioria das ações foca nos lares (88 iniciativas). Apenas 5 ações focadas no consumo envolvem empresas de *catering*, cantinas de hospitais e hotéis. 17 ações focam em restaurantes, 7 em cantinas de escolas e/ou universidades, e as demais trabalham com vários setores em paralelo (lares e escolas, lares e restaurantes, etc).

As iniciativas que afetam a etapa da indústria são mais voltadas ao processamento do que à embalagem. Dentre as que concernem a etapa de produção primária, há um balanceamento entre iniciativas focadas na colheita e na pós colheita. Dentre as ações encontradas na distribuição, a maioria aborda supermercados, em detrimento de outros centros (mercados, centros de distribuição de atacado).

Por tipo de ação segundo a classificação aqui definida, encontram-se mais ações de mudança comportamental (111) e de redistribuição do alimento (109), que de reutilização. Menos frequentes são as iniciativas de inovação de processos, inovação de produtos e encurtamento da cadeia. Como a procura por iniciativas não foi exaustiva, talvez isso não represente completamente a realidade. Uma possível explicação para encontrar mais iniciativas de um tipo e menos de outro é a popularidade de certos tipos de ação em determinados canais de comunicação. Existem iniciativas que são lançadas especificamente para atingir um público, e outras que ficam da porta para dentro de uma empresa e nem são comunicadas. Por outro lado, as iniciativas de encurtamento de cadeia muitas vezes nem se relacionam diretamente ao combate do desperdício de alimentos, mas são voltadas para engajamento de comunidade, resiliência urbana e segurança alimentar. A mesma coisa acontece com os bancos de alimentos. Como são muitas as instituições de bancos de alimentos, e sua luta principal é o combate à fome, talvez não apareçam nas pesquisas utilizando palavras chave relacionadas ao desperdício de alimentos.

Em suma, o resultado interessante desta pesquisa não é tanto a quantidade de iniciativas encontradas e sua distribuição, porque não representam uma realidade na sua totalidade –não é uma pesquisa exaustiva–, mas sim o vínculo entre estes tipos de ações e seus potenciais impactos. O número de ações encontradas por tipo e o vínculo entre essas ações e as possíveis consequências ambientais, sociais e econômicas são mostrados na Figura 11.



Notas: Entre parêntese se indica o número de ações encontradas de cada tipo. Os ícones representam as consequências possíveis.

Figura 11. Consequências possíveis dos tipos de ações encontrados. (CÁNOVAS; BERNSTAD; VALLE, 2016)

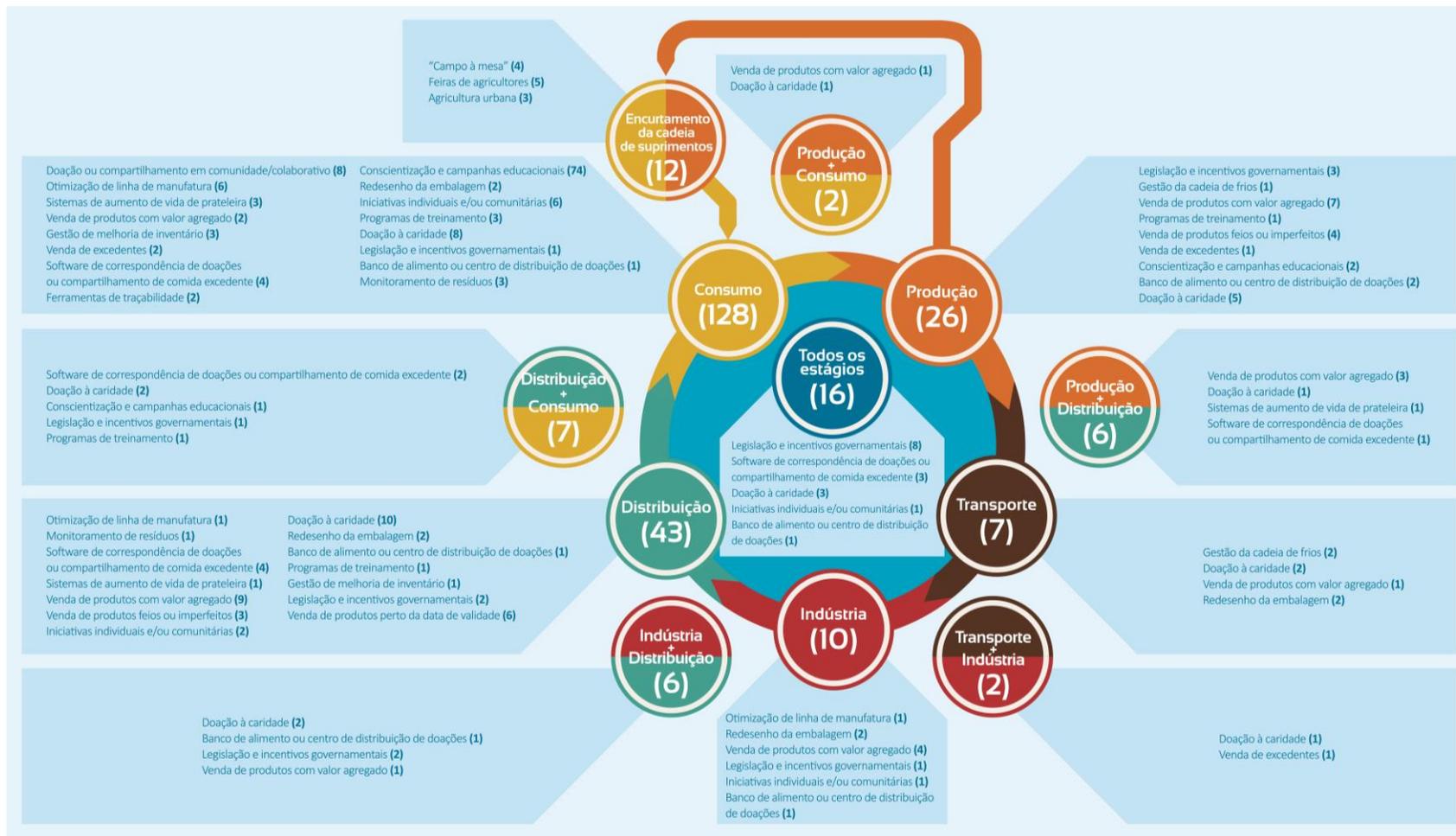
Observe na Figura 11 que as consequências representadas são o somatório de todas as consequências possíveis de todas as ações mapeadas em uma mesma categoria. Isso explica a ênfase em “possíveis” ou “potenciais”, pois dependendo da ação, o resultado pode variar. Como tendência geral, as ações que tem uma maior possibilidade de ter consequências de qualquer tipo são a legislação ou incentivos governamentais; e a venda de produtos com valor agregado (processados feitos com excedente ou imperfeitos). Por outro lado, as ações que tem menos variabilidade quanto ao tipo de consequências atingíveis são as que pertencem à inovação de processos e produtos. Essas também são as que tem menores impactos sociais, ao contrário das ações que envolvem mudança comportamental ou as de redistribuição de alimento. Por último, quase todos os tipos de ação conseguem evitar a produção de alimento e seus impactos

ambientais relacionados, e todos os tipos de ação podem impulsionar a criação de novos negócios. Nota-se também um vínculo maior entre ações de redistribuição de comida que beneficiam populações em risco de pobreza ou de acesso à alimento, pois estão mais vinculadas a doações à caridade, e ao combate à fome.

Na

Figura 12 é apresentado o cruzamento de dados entre tipo de ação e fase do ciclo de vida, para observar onde acontecem quais tipos de ação. Aqui também não é tão importante o número de iniciativas de cada tipo, mas observar o vínculo entre os tipos de ação e em qual fase do ciclo de vida elas acontecem ou podem acontecer.

Outros dados coletados foram o tipo de alimento que a ação focava. Quando não havia especificação, considerou-se que englobava qualquer tipo de alimento. Mas algumas ações focavam em certos setores ou produtos. Do total de 265 iniciativas, 202 (76%) tinham finalidade geral. As demais focaram em grupos de alimentos: duas (2) focaram em panificação e doces, uma (1) atinge produtos lácteos, duas (2) peixe, dez (10) apenas frutas, 28 focam em frutas e legumes, seis (6) somente em legumes. Algumas delas focam em produtos bem específicos: laranjas (1), tomates (1), castanha de caju (1) e anchova (1). Duas (2) iniciativas, além de focar em prevenção de desperdício de alimentos, focavam em uma área mais abrangente de prevenção de resíduos: produtos cosméticos e outros consumos habituais nos lares. As oito (8) restantes tratam misturas de vários subconjuntos de grupos de alimentos (por exemplo, frutas, legumes e carne).



Notas: existem ações que acontecem em dois estágios ao mesmo tempo. A seta que vai no sentido anti-horário indica um pulo de etapas (iniciativas que encurtam a cadeia)

Figura 12. Cruzamento de dados entre tipo de ação (por subtipo) e estágio do ciclo de vida. (CÁNOVAS; BERNSTAD; VALLE, 2016)

CAPÍTULO 4 – FERRAMENTA DE ACV PARA AVALIAR OS IMPACTOS AMBIENTAIS ORIUNDOS DO DESPERDÍCIO E DA PREVENÇÃO

A ferramenta se compõe em duas partes: uma proposta metodológica, resultado da discussão da revisão da literatura no capítulo 3, e uma proposta de seqüência de cálculo para ser aplicada na prática.

4.1. Proposta metodológica

Por sua vez, a proposta metodológica tem duas etapas: uma, que trata apenas da aplicação e uso da ACV para avaliar os impactos ambientais do desperdício de alimentos (PD), e outra, que trata da aplicação e uso da ACV para a prevenção do desperdício de alimentos (PD).

4.1.1. Estudo de ACV de desperdício de alimentos: ICV e AICV

Para tal de fazer um estudo de ACV de PD, é preciso adaptar os ICV e AICV fazendo uma diferenciação entre resíduo evitável e não evitável. Nesse quesito, a FAO (2013) não diferencia entre esses fluxos na hora de distribuir impactos ambientais.

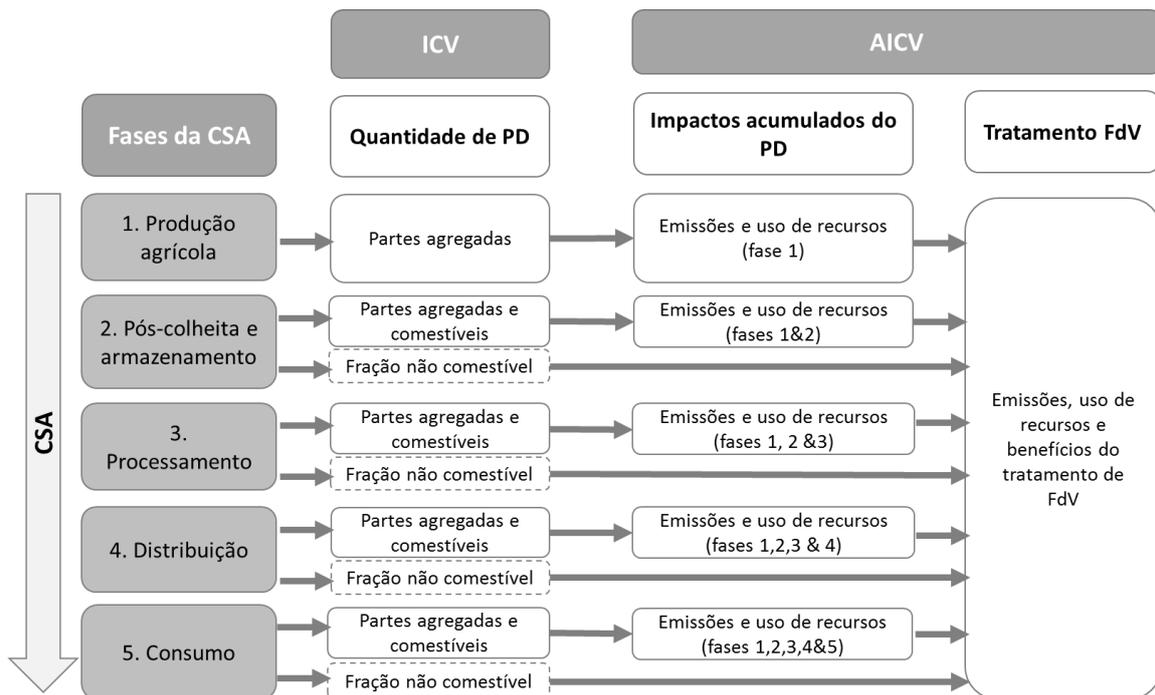
Agora, o que é evitável de fato? Somente a parte comestível? Muitas vezes o alimento é jogado fora por inteiro (comumente nas etapas anteriores à consumo), devido a padrões estéticos, por exemplo. Neste caso, tanto a parte comestível quanto a não comestível são jogadas fora e as duas são evitáveis.

A proposta metodológica apresentada aqui, diferencia esses dois casos, e aloca também os impactos de forma diferenciada (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016). Esta nova abordagem é apresentada na , e é a adotada nesta tese. Desta forma, os impactos estimados pela ACV de PD teriam a seguinte alocação:

- Desperdício evitável: para partes agregadas (alimentos inteiros que contém partes comestíveis e não comestíveis juntas), e para a fração comestível (de alimentos já usados ou parcialmente consumidos), são contabilizados os impactos acumulados ao longo da CSA (das etapas anteriores), e também os impactos no tratamento de fim de vida dessa fração.

- Desperdício não evitável: para fração não comestível (de alimentos já usados ou parcialmente consumidos), contabilizam-se apenas os impactos do tratamento de fim de vida. Isto porque é um resíduo inevitável e seria gerado de qualquer forma, mesmo no melhor dos casos, portanto vem com a “carga zero”.

A discussão que pode surgir é referente às partes agregadas: Se um alimento é jogado fora por inteiro, mas ele já tem uma fração inevitável (não comestível), por quê essa fração inevitável ainda está vindo com carga ambiental positiva, se iria ser jogada fora de qualquer jeito? Nesse caso, é pelo motivo do alimento ser jogado fora por inteiro, que ocorre antes mesmo do alimento ser aproveitado por sua parte comestível. Isso faz com que outro alimento tenha que ser gerado nas etapas anteriores para substituí-lo, o que seria desnecessário caso o produto seguisse para consumo. Assim, existe ainda um potencial desse alimento ser evitado, razão pela qual este entra na categoria do “evitável” e com carga ambiental positiva.



CSA: Cadeia de Suprimentos Alimentar. “Partes agregadas” se refere a partes comestíveis e não comestíveis que não foram separadas (ex: um alimento por inteiro)

Figura 13. Modelagem de ICV e AICV para avaliação de PD. Adaptado de (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016).

4.1.2. Estudo de ACV de prevenção de desperdício de alimentos

A primeira premissa para a recomendação metodológica, que parte da revisão bibliográfica feita no capítulo anterior, é incluir o efeito das PD acumuladas ao longo da CSA e seus impactos decorrentes.

Para avaliar a prevenção de PD distinguem-se duas abordagens válidas:

- Através da comparação de cenários. Neste caso haverá pelo menos dois cenários: um “*business-as-usual*” ou situação de não fazer nenhuma ação de prevenção (e isso normalmente terá associado um tratamento específico de resíduos), e um cenário de prevenção, que deve especificar em que consiste a ação de prevenção, qual a medida real ou estimativa de prevenção da ação (em termos relativos), e se consome algum serviço ou produto extra por sua natureza (ex: uma campanha informativa talvez terá material de divulgação associado; uma distribuição de uma doação terá um transporte associado), pois isso trará novos impactos ambientais que tem que ser mapeados. A base de comparação obedece uma lógica simples: por diferença dos impactos entre um cenário e outro é que se conhece o impacto evitado ou evitável. Ganha-se assim a possibilidade de fazer comparações para prever os efeitos de uma ou várias ações de prevenção, de acompanhar uma ação de prevenção ao longo do tempo, e também de comparar ações de prevenção com ações de tratamento de resíduos.
- Através do estudo de um sistema de prevenção apenas, estimando os impactos evitados através da substituição. Se o caso for o de avaliar uma ação de prevenção de PD apenas, pode se fazer uso da definição das fronteiras do sistema sugeridas por (CLEARY, 2010): o sistema/produto evitado, o tratamento de resíduos evitado, e o sistema/produto alternativo (ação de prevenção).

Na realidade, pensar nas fronteiras do sistema evitado é a mesma coisa que pensar as fronteiras do sistema do cenário “*business-as-usual*” ou cenário de referência. E pensar nas fronteiras do sistema do produto/serviço alternativo é apresentar o cenário de prevenção. Portanto, quando se fala de comparação de cenários é a mesma coisa que pensar em um sistema no qual entram fluxos com carga ambiental negativa (impacto evitado). O sistema evitado nada mais é do que uma entrada do sistema de prevenção como um benefício ambiental. Portanto essas duas abordagens são igualmente válidas.

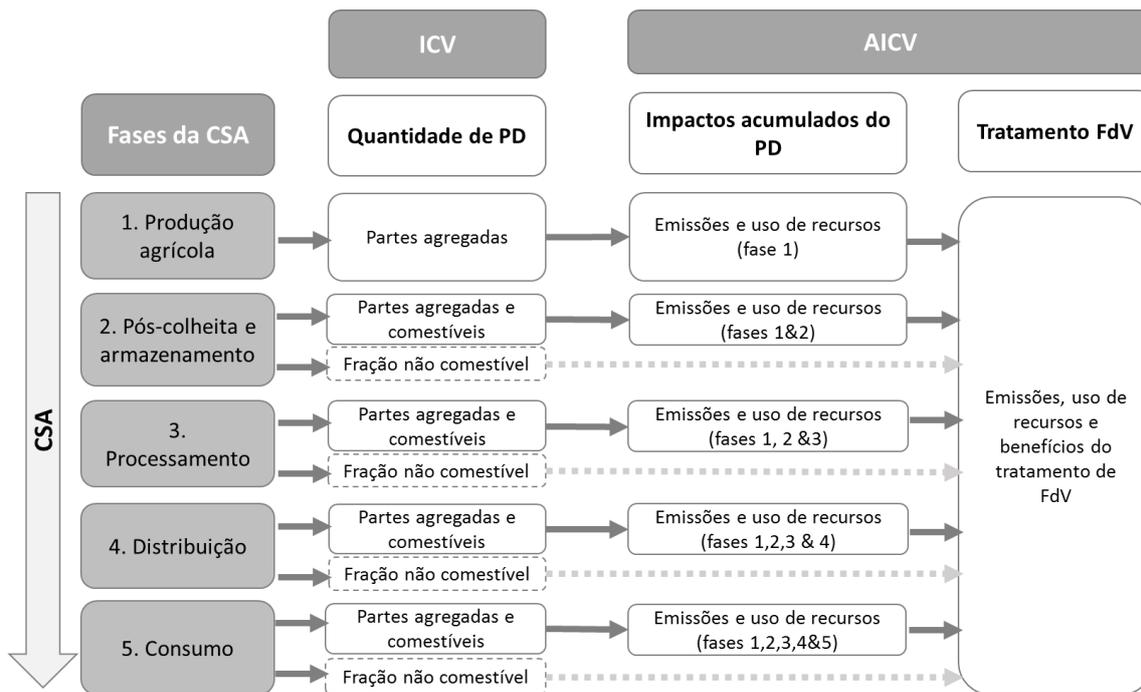
Em outras palavras, DAVIS et al. (2017) explicam: dependendo da apresentação dos resultados, será necessário calcular os dois cenários em separado e depois calcular o resultado do impacto líquido. Se o foco é no resultado do impacto líquido, é suficiente avaliar diretamente a subtração de sistemas, fazendo uma definição de fronteiras do sistema resultante (cenário de prevenção – cenário atual ou base), e fazer o cálculo em relação a este.

Em segundo lugar, e para qualquer uma das duas abordagens acima apresentadas, as fronteiras do sistema têm que ficar claramente definidas e recomenda-se fortemente o uso da abordagem de “berço ao túmulo”, considerando a inclusão de PD de cada etapa.

Quanto à UF, sugere-se defini-la como uma constante a ser atingida na etapa da CSA onde o estudo tem foco (ex: 1 kg de alimento ingerido, 20 kg de cenoura recebidos em um supermercado, 1 tonelada de tomates no portão da fábrica). Alternativamente pode-se perseguir uma constante de prevenção a ser atingida (ex: reduzir a geração de 5% de PD na etapa de consumo). Naturalmente, na UF serão incluídas as PDs ao longo de toda a CSA. Em comparações entre sistemas deve-se ter a precaução de escolher uma UF que permita uma comparação justa.

Mais do que dividir a UF em duas, como muitas referências fazem, é preciso sim distinguir a fração evitável da não evitável, e na hora de realizar o ICV separar os fluxos de referência em dois, ao longo de toda a CSA: a quantidade de alimento que será evitado/evitável a partir de qual ação de prevenção; e a quantidade de alimento que será jogado fora e como será tratado (não evitável). É importante comunicar essas quantidades nos relatórios.

Por último, e partindo da metodologia proposta na seção anterior (seção 4.3) por BERNSTAD; CANOVAS e VALLE (2016), os impactos ambientais potencialmente evitáveis serão aqueles correspondentes à fração evitável (que podem ser partes agregadas ou apenas a fração comestível). Na são marcados em linha descontínua aqueles impactos que não contribuem para o potencial evitável dentro de uma ACV de prevenção de PD.



CSA: Cadeia de Suprimentos Alimentar. “Partes agregadas” são partes comestíveis e não comestíveis que não foram separadas (ex: um alimento por inteiro).

Figura 14. Modelagem de ICV e AICV para avaliação de prevenção de PD. Adaptado de (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016).

A partir de um potencial teórico máximo evitável, que seria estimado com esta abordagem, podem-se construir análises de sensibilidade com os seguintes fatores:

- A fração possivelmente evitável. Como esta é uma definição que agrega subjetividade ao estudo (por questões culturais ou de comportamento do consumidor), pode ser estimada uma porcentagem de PD possivelmente evitáveis, acrescida de uma análise de incertezas, para avaliar a variabilidade do potencial teórico de prevenção.
- Fatores de sucesso das ações de prevenção, como o escopo e a participação, como sugerido por (CRISTÓBAL et al., 2017), para fazer uma análise de sensibilidade entre o potencial teórico e o real.

Também é relevante e recomendável, se possível, incluir possíveis efeitos indiretos devidos à ação de prevenção, seja a análise atribucional ou consequencial, mas isso também trará novas incertezas que deverão ser contempladas.

4.2. Seqüência de cálculo

Esta parte da ferramenta proposta tem como objetivos calcular:

- 1) Os impactos ambientais do total de PD na cadeia de valor alimentar para um certo produto ou grupo de produtos;
- 2) Os impactos evitáveis de uma ação de prevenção de PD.

O primeiro dos objetivos é baseado no método de cálculo da FAO, que leva em consideração os impactos ambientais acumulados desde os primeiros estágios até o fim de vida, ou tratamento de resíduos (FAO, 2013). A ferramenta é um cálculo adaptado desta metodologia, de uma maneira simplificada e sistematizada. Mesmo partindo de uma metodologia pré-existente, esta foi publicada em um relatório de longa extensão cujo objetivo era apresentar resultados de impactos globais, e não especificamente a ferramenta em si. A metodologia da FAO (mostrada esquematicamente na Figura 11) não foi feita para ser disponibilizada em forma de ferramenta de aplicação para a comunidade ACV, e é isto que esta tese se dispõe a fazer.

O segundo dos objetivos adiciona uma novidade e é a opção de calcular os impactos ambientais evitados, através de alguma ação de prevenção de resíduos. Aqui, o objetivo não é discutir como as frações de desperdício evitável/não-evitável têm que ser calculadas ou estimadas. Também fica fora do escopo avaliar perdas qualitativas – comida que perde qualidade e não quantidade – ou comida que é apenas ingerida por força para não ser jogada fora, uma vez que ultrapassa as necessidades nutricionais – em inglês, “*over-eaten*” (CORRADO et al., 2016).

O método é construído como uma padronização de um sistema de cálculo adaptável para qualquer cadeia de valor, sempre que existam dados disponíveis e conhecidos sobre percentuais de desperdício em cada elo da cadeia, assim como os fatores de impacto ambiental.

As etapas de cálculo se dividem nas mesmas duas etapas dos objetivos estabelecidos:

- 1) *Baseline*: cálculo do balanço de massa (em inglês, *mass flow analysis* ou MFA) e dos impactos ambientais das PD de toda a cadeia alimentar;

2) Prevenção: cálculo da afetação de uma ação de prevenção de PD aplicada diretamente sobre a situação “*baseline*”, avaliando também o balanço de massa e os impactos ambientais.

O modelo é baseado na ACV atribucional, o que significa que uma mudança na cadeia de valor do alimento não se verá refletida em mudanças em outros sistemas diretamente vinculados através de mecanismos de mercado.

Esta ferramenta é pensada para ser personalizada (*customizada*), ou seja, adaptável a uma série de variáveis que serão determinadas e descritas no escopo do estudo em questão. Estas são: o número de estágios na cadeia de valor alimentar, o tipo ou tipos de alimento a serem estudados, o país ou região onde se dá o estudo, e os indicadores ambientais selecionados.

Também serão seguidas as mesmas definições descritas na seção 4.2.1 desta tese, dada a importância de ter definições precisas.

4.2.1. Parâmetros da ACV

Assim como em qualquer estudo de ACV, tem que ser definido o objetivo e escopo do estudo, incluindo as fronteiras do sistema, ou seja, quais estágios e processos são incluídos ou excluídos do escopo. A ferramenta proposta é para um caso “berço-ao-túmulo”, seguindo a recomendação de CORRADO et al. (2016) já mencionada na discussão de metodologia, na seção 4.4 desta tese. Todas as etapas do ciclo de vida do estudo em questão serão contempladas, sejam elas quais forem. Isto inclui também o tratamento de resíduos de cada um dos elos da cadeia onde existe desperdício, também seguindo a recomendação de CORRADO et al (2016) e seguindo a metodologia da FAO (2013).

Já que a ferramenta tem que ser adaptável para diversos estudos de caso, o usuário tem que definir alguns parâmetros no escopo do estudo: o número de elos/etapas de ciclo de vida e a caracterização delas, o tipo ou tipos de itens alimentares a serem estudados, a regionalização ou localização do estudo, e os indicadores ambientais avaliados.

É primordial uma definição precisa de onde começa e onde termina cada estágio da cadeia. No caso em que não houver nenhuma restrição sobre a definição de etapas,

recomenda-se seguir as definições de etapas da FAO (2011) ou outro documento de referência mundial ou da região sob estudo, e reproduzir a mesma definição de estágios, de forma a propiciar comparabilidade com outros estudos ou aproveitar dados da literatura sobre PD que seguem a mesma definição de etapas.

As recomendações têm dois objetivos: o primeiro é para estabelecer uma prática comum e poder comparar estudos entre si, que categorizem as etapas segundo a mesma definição; o segundo é propiciar o uso de dados secundários da literatura - por exemplo FAO (2011), encontrados no ANEXO 2 e catalogados por continente e por grupo de alimentos – em caso de inexistência de dados primários de perdas por estágio da cadeia.

Trata-se, porém, de uma recomendação forte e não de um requerimento da metodologia, pois no caso em que só houver dados de perdas de alimento segundo outra classificação de etapas, reconhece-se a necessidade de adaptar a distinção de etapas segundo a disponibilidade de dados. Seja qual for a escolha, esta tem que ser definida e justificada no estudo.

Como unidade funcional, e também pensando em deixar uma certa liberdade para o usuário segundo o objetivo e escopo do seu estudo, é recomendado utilizar uma referência de kg de alimento entregue na etapa em que houver interesse, para haver comparabilidade entre cenários, e sempre considerando que os impactos relacionados a essa UF serão relacionados ao total da cadeia produtiva.

Os indicadores ambientais a serem escolhidos pelo usuário da ferramenta devem ser justificados segundo o interesse do estudo (CORRADO et al., 2016), e segundo as especificidades do contexto local ou regional. Uma indicação é utilizar os indicadores mais utilizados no setor alimentar e ACV: mudanças climáticas, depleção dos recursos hídricos, uso do solo, eutrofização, acidificação e ecotoxicidade (DAVIS et al., 2017).

4.2.2. Definição de variáveis e nomenclatura

A Figura 15 e a Tabela 10 representam a nomenclatura e um esquema de um sistema sob estudo seguindo a ferramenta. As caixas com o nome “estágio” representam os estágios da cadeia de valor do alimento, definidas de acordo com a realidade de cada estudo.

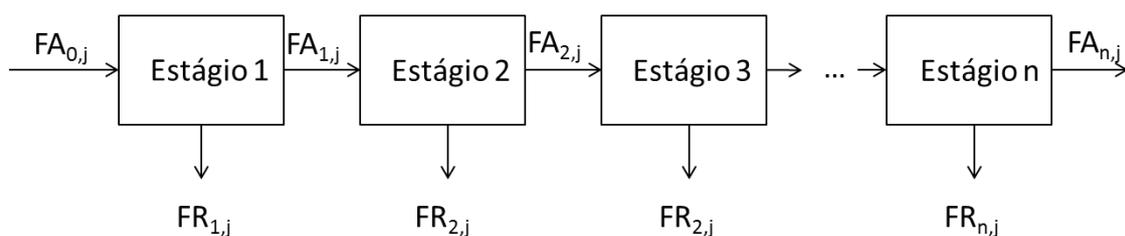


Figura 15. Diagrama de fluxo de massa de uma cadeia de valor do alimento, para um estudo genérico no qual se aplica a ferramenta, com a indicação dos parâmetros correspondentes

Tabela 10. Definição dos parâmetros utilizados na ferramenta

Parâmetro	Definição
i	Estágio da cadeia de valor do alimento. É um valor compreendido entre 0 e n , sendo 1 o primeiro estágio e n o último. $i=0$ refere-se aos fluxos que entram o estágio 1.
j	Tipo de item alimentar. Valor compreendido entre 1 e m , em ordem arbitrária. É utilizado quando o número de itens alimentares é maior ou igual a 2.
FA_i^j	Fluxo alimentar saindo do estágio i (entrando no estágio $i+1$) e item alimentar j (kg ou unidade de massa)
FR_i^j	Fluxo de resíduo do estágio i e item alimentar j (kg ou unidade de massa)
$\%PD_i^j$	Porcentagem de perdas e descarte (PD) do estágio i e item alimentar j usado no cálculo “baseline”. Expressado em valores entre 0 e 1, em relação ao FA_{i-1}^j (fluxo alimentar que entra no estágio i)
$\%PrevPD_i^j$	Porcentagem de perdas e descarte (PD) do estágio i e item alimentar j usado no cálculo “prevenção”. Expressado em valores entre 0 e 1, em relação ao FA_{i-1}^j (fluxo alimentar que entra no estágio i)
FI_i^j	Fator de impacto do estágio i e item alimentar j ; para uma certa categoria de impacto. A unidade correspondente ao impacto ambiental em referência a unidades de massa do alimento j .
$FIFDV_i^j$	Fator de impacto do tratamento de fim de vida de PD no estágio i e item alimentar j ; para uma certa categoria de impacto. A unidade será a correspondente ao impacto ambiental em referência a unidades de massa do resíduo a ser tratado.
IA_i^j	Impacto ambiental do estágio i e item alimentar j ; para uma certa categoria de impacto, com suas unidades correspondentes.
IAP	Impacto adicional devido à ação de prevenção de desperdício alimentar.

Em cada estágio, existe um fluxo alimentar (FA) em massa de um certo item de alimento “j” como entrada e outro como saída, que entra no estágio seguinte. O desperdício ou PD sai de cada estágio em um fluxo de resíduo (FR). Por exemplo, se o estágio número 1 é “colheita na agricultura”, o FA entrando neste estágio será a massa total a ser colhida, e o FA saindo do mesmo estágio será a massa de alimento que foi efetivamente colhida. O desperdício (FR) será a diferença entre esses dois fluxos de alimento entrando e saindo.

O balanço de massa será feito em peso do alimento, e os índices de perdas podem ser relacionadas ao peso (o mais comum) ou ao volume. Há que se considerar, porém, que podem existir variações de peso ou volume sem gerar desperdício, por exemplo, com a evaporação de água (redução de peso) ou através de compressão na embalagem (redução de volume).

4.2.3. Requerimentos de dados

Antes de começar os cálculos, alguns dados devem ser coletados de acordo com a Tabela 11. Estes dados são, por um lado, os fatores de desperdício, ou percentual de PD; e pelo outro, os fatores de impacto tanto do estágio quanto do tratamento de fim de vida de cada estágio. A definição e unidades destes parâmetros já estão especificados na Tabela 10.

Tabela 11. Requerimentos de dados para realizar um estudo seguindo a ferramenta proposta. Exemplo para um item alimentar e um indicador ambiental.

Estágio (tipo de item alimentar j)	Fator de desperdício %PD	Fator de impacto do estágio (FI)	Fator de impacto do tratamento de fim de vida no estágio (FIFDV)
Estágio i	$\%PD_i^j$	FI_i^j	$FIFDV_i^j$
Estágio i+1	$\%PD_{i+1}^j$	FI_{i+1}^j	$FIFDV_{i+1}^j$
...
Estágio n	$\%PD_n^j$	FI_n^j	$FIFDV_n^j$

O número de estágios ($i=0, \dots, n$) já foi previamente definido no escopo do estudo, mas a disponibilidade de dados pode determinar o número de estágios da cadeia de valor, já

que todos os parâmetros terão que ser definidos para cada estágio. Pode acontecer, por exemplo, dos dados de %PD serem encontrados em uma fonte bibliográfica seguindo uma série de estágios; enquanto os dados de FI serem obtidos de outra referência, que classifica ou categoriza os estágios em outra forma diferente. Desta maneira, deve-se adaptar os estágios do estudo de forma a poder maximizar o número de dados confiáveis possível.

O exemplo da Tabela 11 é dado apenas para um item alimentar, nas condições regionais do estudo em particular. Quando existe um mix de vários itens de alimento para analisar (por exemplo, a composição de um menu, uma cesta básica, um prato), a informação deve ser especificada por tipo de alimento, ou por grupo de alimento.

4.2.4. Etapas de cálculo – Cenário *Baseline*

a) Valor inicial (FA_i^j)

Para começar o cálculo, a ferramenta parte de um valor inicial: uma certa quantidade (em massa) do alimento ou item alimentar especificada em certo estágio da cadeia (fluxo alimentar FA_i^j). A partir desta quantidade, o restante de fluxos alimentares e de resíduos serão calculados. Quando $i=0$ significa que o fluxo alimentar corresponde à entrada no primeiro elo da cadeia (por exemplo, cultivo). Quando $i=n$, o fluxo alimentar corresponde à saída do último estágio (por exemplo, consumo). Quando $i \neq 0$ ou n , o valor inicial é um fluxo intermediário nos estágios da cadeia alimentar. Isto também está representado na Figura 15.

b) Análise de balanço de massa

Segundo a posição do valor inicial previamente dado, os passos de cálculo serão diferenciados em 3 casos. Os cálculos se alimentam dos dados fornecidos conforme a Tabela 11. Uma explicação gráfica dos 3 casos de cálculo se encontra na Figura 16 e detalhada nas equações que se seguem.

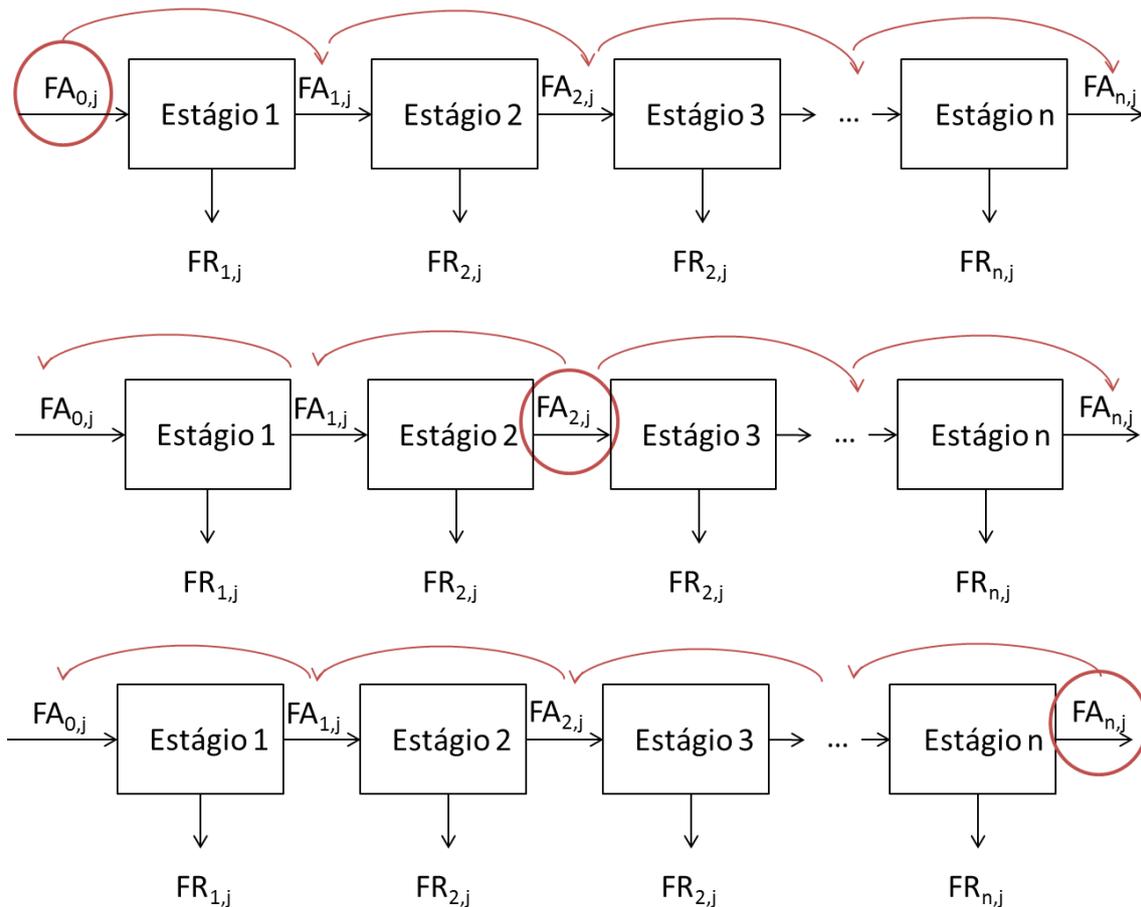


Figura 16. Representação gráfica dos passos de cálculo segundo a posição (i) do valor inicial (FA_{i,j}). De cima para baixo: quando $i=0$; quando $i \neq 0$ ou n ; quando $i=n$.

I) Quando $i=0$:

FA₀^j é conhecido (valor inicial previamente dado), ou calculado usando a equação (1).

$$FA_0^j = FA_1^j * (1 - \%PD_1^j) \quad (1)$$

II) Quando $i \neq 0, n$:

FA_i^j é conhecido (valor inicial previamente dado), ou calculado com a equação (2) quando o cálculo é feito de cima para baixo (*top-down*), ou utilizando a equação (3) quando o cálculo é realizado de baixo para cima (*bottom-up*).

$$FA_i^j = FA_{i-1}^j * (1 - \%PD_i^j) \quad (2)$$

$$FA_i^j = \frac{FA_{i+1}^j}{(1 - \%PD_{i+1}^j)} \quad (3)$$

III) Quando $i=N$:

FA_N^j é conhecido (valor inicial previamente dado), ou calculado usando a equação (4):

$$FA_N^j = FA_{N-1}^j * (1 - \%PD_N^j) \quad (4)$$

Em qualquer caso, os fluxos de resíduos (FR) são calculados da mesma maneira, seguindo qualquer das duas equações (5) ou (6), igualmente válidas:

$$FR_i^j = FA_{i-1}^j - FA_i^j \quad (5)$$

$$FR_i^j = FA_{i-1}^j * (\%PD_{i-1}^j) \quad (6)$$

Deve-se considerar que há produtos em que, na sua transformação ou processamento, podem perder ou ganhar peso, muitas vezes em forma de água, gordura, etc (por processos de vaporização, cozimento, desidratação). Esta variação não representa PD, porém tem que ser considerada no cálculo (FAO, 2014). Isto pode ser feito de duas formas: colocar no balanço de massa a entrada ou saída de água/gordura, ou referir todos os pesos do balanço de massa ao peso cru/seco do alimento, para manter o balanço coerente.

c) Avaliação do Impacto ambiental de Ciclo de Vida

Uma vez que o balanço de massa é completado, pode-se calcular o impacto ambiental (IA) multiplicando as quantidades obtidas no balanço de massa pelos fatores de impacto dos indicadores selecionados. Este passo usa também dados da Tabela 11. Nesta etapa, são somados os impactos decorrentes de cada estágio da cadeia, assim como do tratamento de resíduos (fim de vida) da fração do desperdício que é descartada em cada etapa; seguindo a equação (7).

$$IA_{i,j} = FI_{i,j} * (FA_{i-1,j}) + FIFDV_{i,j} * (FR_{i,j}) \quad (7)$$

O impacto ambiental de um estágio i e um item alimentar j (de certa categoria de impacto) será a soma dos dois componentes. É importante observar que o impacto relacionado ao estágio em si é multiplicado pela quantidade de alimento que entra o estágio e não ao fluxo deixando o estágio. O impacto relacionado ao tratamento de resíduo é relacionado ao fluxo de desperdício. O impacto total do cenário *Baseline* será o somatório de todos os impactos dos estágios, seguindo a equação (8).

$$IA_{baseline} = \sum_i^n IA_{i,j} \quad (8)$$

Para os casos em que são analisados vários itens alimentares (cesta da compra, composição de um menu, etc), as etapas de cálculo deverão ser realizadas separadamente para cada item de alimento, sempre que possível, e no final, uma soma ponderada dos itens alimentares determinará o balanço de massa e a avaliação de impacto ambiental. Se não for possível, por falta de dados por exemplo, isto deverá ser reportado e justificado.

4.2.5. Etapas de cálculo – Cenário de prevenção

a) Valor inicial (%PrevPD_i^j)

O valor inicial para começar os passos de cálculo no cenário de prevenção é a nova porcentagem de desperdício (%PrevPD_i^j), em um certo estágio da cadeia alimentar. Esta porcentagem tem que ser inferior à do cenário *baseline*. Junto ao valor inicial, deve-se definir a ação de prevenção considerada, e especificar o estágio da cadeia de valor onde a ação tem lugar. Isto pode ser definido logo no objetivo e escopo do sistema.

b) Análise de balanço de massa

As etapas de cálculo são as mesmas do cenário *baseline*, apenas mudando a porcentagem de desperdício no estágio ou estágios onde tem lugar a ação de prevenção (o valor inicial previamente dado). O método é desenhado de forma a se obter, para o mesmo valor inicial pré-fixado do cenário *baseline* (FA_i^j), o que mantém a comparação justa. Contudo, o *conjunto* de resultados de balanço de massa será distinto.

c) Avaliação do Impacto ambiental de Ciclo de Vida

Os passos a seguir também são os mesmos do cenário *baseline*, mas com os resultados da análise de balanço de massa deste cenário. Como estes resultados terão mudado, os resultados da AICV também serão diferentes.

Uma ressalva importante neste passo é considerar se a ação de prevenção virá com algum custo ambiental, ou seja, algum impacto negativo (ERIKSSON; STRID; HANSSON, 2016). Neste caso, o impacto negativo também deve ser contabilizado e incluído no sistema de análise, caso contrário os *trade-off* da ação não estariam sendo

avaliados. Como a ferramenta pode ser adaptada a vários estudos de caso, não convém aplicar uma fórmula explícita e concreta para descrever o cálculo do impacto negativo da ação, pois este depende da natureza da ação. Mesmo assim, uma fórmula mais genérica (9) é apresentada para considerar tais impactos, sendo IAP o impacto adicional devido à ação de prevenção. Assim, a escolha do modelo dos impactos ambientais da ação implementada é deixada a critério do praticante de ACV. Tal escolha deve, sobretudo, ser coerente com a UF escolhida, de maneira que os impactos possam ser somados ao total de impactos na cadeia de valor do alimento.

$$IA_{prevenção} = \sum_i^n IA_{i,j} + IAP \quad (8)$$

4.3. Exemplo de aplicação da ferramenta

Para mostrar um exemplo de como a ferramenta é aplicada, um estudo de caso simples foi escolhido. Trata-se de um cálculo de emissões de gases de efeito estufa (GEE) do trigo nos Estados Unidos, baseado em um estudo prévio (SANDERS; WEBBER, 2014). No estudo original, as emissões de PD não foram consideradas. Para isto, pegou-se como referência dados da FAO (2011) referentes à América do Norte, para o grupo de alimentos “grãos”. As emissões de GEE relacionadas ao fim de vida foram obtidas da FAO (2013), considerando o pior dos cenários, um lixão. Estes dados são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12. Dados usados para o exemplo prático de aplicação da ferramenta (caso do trigo nos Estados Unidos)

Estágios do ciclo de vida do trigo¹	%PD (FAO et al., 2011)	Emissões geradas em cada estágio (FI) (kg CO₂-eq/kg alimento)	Fator de impacto no fim de vida em cada estágio (FIFDV) (kg CO₂-eq/kg resíduo)
Agricultura	2,0%	0,30	0,75
Pós-colheita	2,0%	0,22	0,75
Processamento	5,0%	0,17	0,75
Distribuição	2,0%	0,14	0,75
Consumo	27,0%	0,23	0,75

¹Adaptação dos estágios do estudo original (SANDERS; WEBBER, 2014) para os estágios usados na FAO (2011): Produção agrícola = Agricultura; Manufatura do alimento = Pós-colheita; Embalagem =

Processamento; Instalações de serviço alimentar + instalações de varejo + Transporte = Distribuição;
Preparação alimentar residencial = Consumo.

4.3.1. Balanço de massa, estimação de PD e impactos ambientais (emissões GEE) do cenário Baseline

Seguindo o exemplo, o número de estágios é $i=5$. Neste exemplo, o objetivo é avaliar a cadeia como um todo até o consumidor final, sendo que a UF será 1 kg de trigo efetivamente consumido. Podemos então considerar como valor inicial fixado 1 kg de trigo ($FA_5^{trigo} = 1$ kg). O cálculo do balanço de massa será então “*bottom up*”, seguindo a fórmula da equação (3), resultando em:

$$FA_4^{trigo} = \frac{FA_5^{trigo}}{(1 - \%FR_5^{trigo})} = \frac{1}{1 - 0,27} = 1,37 \text{ kg}$$

Repetindo o mesmo cálculo até o primeiro estágio da cadeia, obtém-se todos os fluxos alimentares. Aplicando a equação (5) ou (6) chegamos a obter todos os fluxos de resíduo.

A Figura 17 mostra os resultados do balanço de massa, na parte superior. Note que para consumir 1 kg de trigo, necessita-se uma produção líquida de 1,53 kg na fase da agricultura. Isto significa que as PD acumuladas ao longo da cadeia alimentar somam um total de 0,53 kg para entregar 1 kg de trigo realmente consumido no final da cadeia.

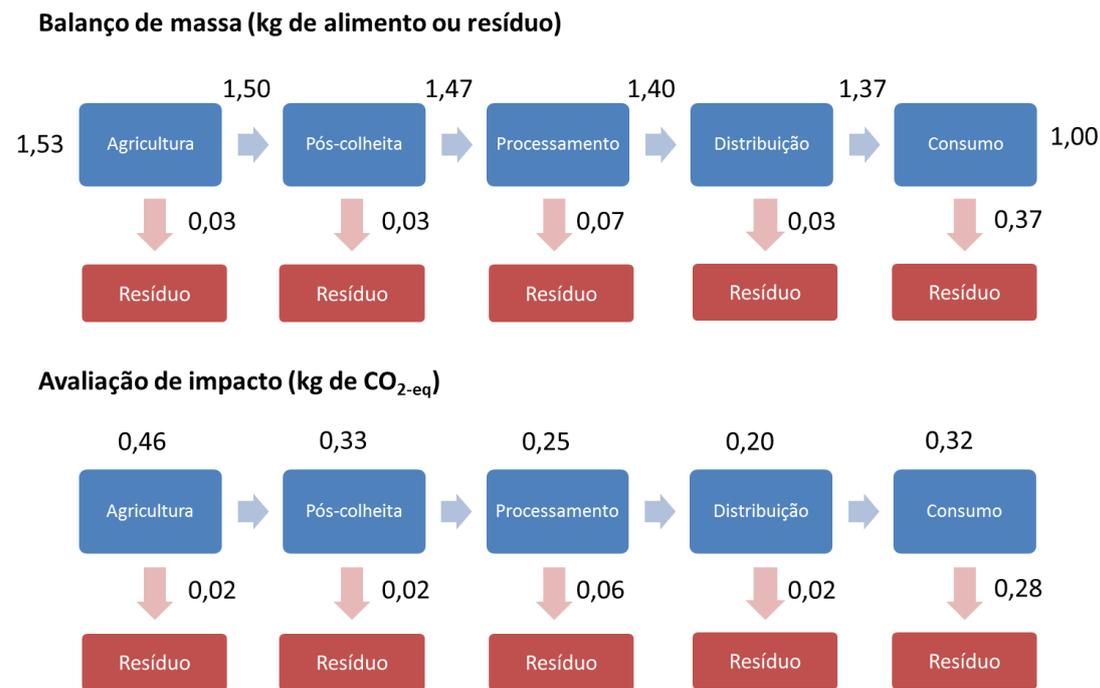


Figura 17. Resultados do balanço de massa (em kg) e da avaliação de impacto de ciclo de vida (em kg CO₂-eq) para o exemplo de aplicação da ferramenta (caso do trigo nos Estados Unidos)

Depois do balanço de massa, podem-se calcular as emissões de GEE (impacto ambiental) multiplicando os valores obtidos no balanço pelos dados de GEE colhidos seguindo a equação (7). A mesma Figura 17 mostra os resultados da AICV para cada fase do ciclo de vida e cada fluxo de resíduo (PD) de cada um dos estágios. O total de emissões da cadeia alimentar é de 1,95 kg CO₂-eq, sendo que a parte que corresponde só aos estágios propriamente ditos (diagrama azul) é de 1,55 kg CO₂-eq, enquanto a parte relacionada ao tratamento de resíduos (diagrama vermelho) é de 0,40 kg CO₂-eq. Note que as emissões relacionadas à cadeia alimentar já incluem a produção de alimento extra que virará resíduo. Neste caso, como a UF é 1 kg de trigo efetivamente consumido, o resultado expressa-se como 1,95 kg CO₂-eq/kg trigo consumido.

4.3.2. Estimativa de PD evitadas e impactos ambientais evitados (emissões GEE) no cenário de prevenção

Com o mesmo exemplo do trigo nos Estados Unidos, pode-se partir de uma situação hipotética em que se implementa uma ação de prevenção que diminui PD na fase de consumo, na qual o desperdício é maior (vide Figura 17). Podemos assumir que a ação consegue reduzir em 50% as PD na fase de consumo de trigo (por exemplo, uma campanha de conscientização para utilizar pão velho nos lares de uma região). Se revisarmos os dados utilizados no cenário *baseline*, esta redução de 50% corresponderia a mudar o índice percentual de PD de 27% para 13,5%. Desta forma, temos o novo valor inicial que permite refazer os cálculos para o cenário de prevenção. Com esse novo valor, obtém-se um novo *conjunto* de resultados tanto para o balanço de massa quanto para a AICV. A comparação dos dois cenários (*baseline* e prevenção) é apresentado na Figura 18. Um outro pressuposto é que a ação não tem nenhum outro impacto ambiental associado.

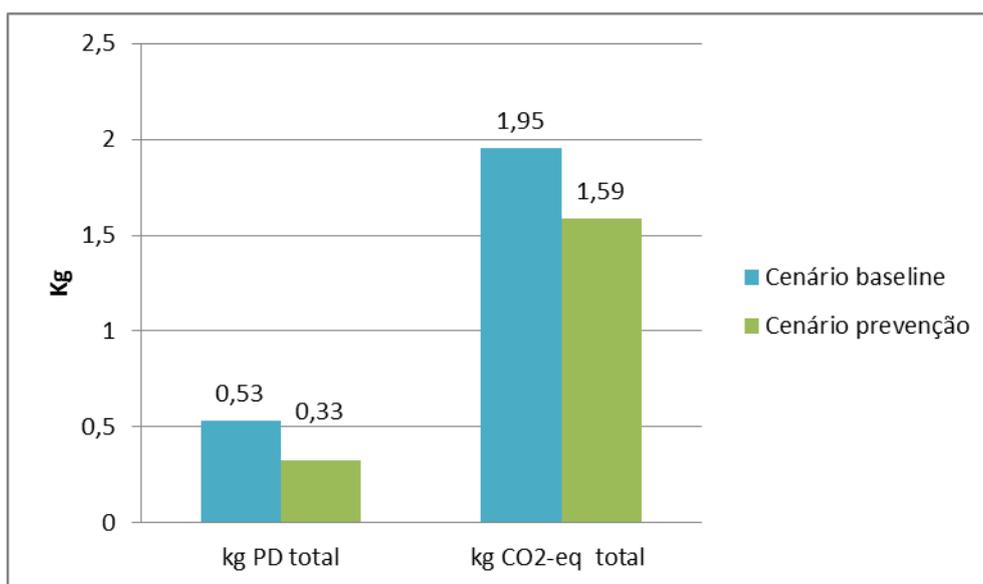


Figura 18. Comparação de resultados dos dois cenários: resultado do balanço de massa (esquerda) e resultado da AICV (direita). PD: Perdas e descarte

No cenário de prevenção, as PD acumuladas reduziram de 0,53 para 0,33 kg considerando toda a cadeia alimentar (redução de 37,7%), e o total de emissões de GEE caiu de 1,95 para 1,59, isto é, 18,5% de redução das emissões totais. É interessante refletir sobre a diferença de percentuais de redução de massa de alimento e redução de emissões de GEE. Outros alimentos com pegada de carbono maior teriam uma relação

diferente (uma redução percentual de massa menor levaria a uma redução de emissões GEE relativamente maior). Estes resultados comparativos revelam o benefício de se implementar uma ação de prevenção de PD que pudesse reduzir 50% de perdas no estágio de consumo de trigo nos Estados Unidos.

4.4. Discussão

4.4.1. Considerações na estimativa de PD

Com o método proposto, as PD são estimadas *upstream* e *downstream* da CSA, dando uma visão por inteiro das PD acumuladas, independentemente do estágio em foco no estudo. Este “foco” pode ser o escopo do estudo propriamente dito, normalmente identificado com o valor inicial e com a unidade funcional. O método desta ferramenta está desenhado para usar uma abordagem “berço-ao-túmulo”, também recomendado por CORRADO et al. (2016). Neste sentido, pelo menos as fases incluídas no escopo do estudo devem analisar as PD acumuladas, mas recomenda-se fortemente o uso do “berço-ao-túmulo” para não correr o risco de subestimar os efeitos da prevenção de PD ao longo da cadeia. Esta abordagem pode ser de extrema utilidade para definir políticas públicas e tomada de decisão de vários atores, já que permitiria conhecer o quanto cada ator na cadeia alimentar participa no total de PD, quais ações ele(s) pode(m) tomar, como isso poderia melhorar a cadeia de certo alimento como um todo, ou seja, qual o impacto de determinada ação por parte de cada ator (para uma região e produto específicos). Mesmo para a tomada de decisão de um ator na cadeia apenas, é necessário saber se as decisões tomadas afetam cadeia acima ou cadeia abaixo, independentemente da preocupação específica com os estágios de responsabilidade direta do tomador de decisão. Precisamente, adotar o olhar ou pensamento de ciclo de vida implica usar a abordagem “berço-ao-túmulo” para ver possíveis conflitos (*trade-off*) entre diferentes partes da cadeia.

Para isso, convém fazer estudos com dados confiáveis. Assim, a garantia de uma boa interpretação de resultados dependerá da facilidade de coleta de dados primários para cada estágio da cadeia alimentar. Quando se pensa em aplicar esta ferramenta para usos acadêmicos, pode ser difícil o acesso a dados de PD em termos regionais e por produtos

individuais. A não ser que existam bancos de dados regionais ou nacionais, uma alternativa é usar os dados da FAO (2011) classificados por continentes, ainda que sejam médias, pois eles têm toda uma metodologia por trás que faz com que pelo menos se tenha uma coesão interna. Quando se pensa em aplicar a ferramenta para políticas públicas ou para tomada de decisão entre atores de uma cadeia alimentar, a possibilidade de colaborar em equipe e coletar dados primários é maior. Se forem usados dados secundários ou da literatura, uma análise de sensibilidade deverá ser realizada. Porém, tem que se tomar cuidado quando da utilização de dados secundários, pois corre-se o risco de misturar dados obtidos com metodologias diferentes (metodologia de coleta de dados, metodologia de quantificação, consideração de perdas evitáveis e não evitáveis, uso de fatores de cálculo para ganho e perda de água, etc).

4.4.2. Considerações na estimativa de impactos ambientais acumulados ao longo da cadeia alimentar

Uma preocupação que vem à tona quando se estimam impactos ambientais das PDs é se estes são considerados de maneira acumulada (ou seja, relacionados a todas as fases da cadeia) ou não, e se consideram também as PDs acumuladas ao longo da cadeia do alimento. Em outras palavras, significaria declarar que cada kg de comida perdida ou desperdiçada ao longo da cadeia alimentar carrega a pegada ambiental das PDs dos estágios anteriores. Se os impactos acumulados são negligenciados, o cálculo do impacto ambiental das PDs será subestimado. A mesma negligência leva a uma subestimação dos benefícios da prevenção de PD. Contabilizar as PDs acumuladas ao longo da cadeia alimentar é também necessário para calcular corretamente a quantidade de alimento produzida inicialmente no topo da cadeia, de forma a cobrir as necessidades da unidade funcional. Como demonstram os resultados da revisão da literatura feita por BERNSTAD e CÁNOVAS (2015), o desperdício gerado ao longo da cadeia alimentar antes de chegar ao consumidor é normalmente omitido em estudos que focam em sistemas de gestão de resíduos, com resultados que subestimariam os benefícios da prevenção. Com a primeira parte desta ferramenta que segue a abordagem da FAO, podem ser calculados os impactos ambientais de forma abrangente e de uma maneira simplificada.

Com as características desta ferramenta, pode-se usar uma folha de cálculo (como a ferramenta apresentada em formato Excel nesta tese⁸), mas para um cálculo mais complexo envolvendo vários itens alimentares e/ou vários indicadores ambientais, talvez um software mais competitivo como um software específico de ACV possa ser mais facilitador. O exemplo facilitado nesta tese, feito com Excel, é um exemplo da aplicação e uso da ferramenta, e é apenas uma possibilidade de facilitar para outros usuários a ferramenta, mas não seria a única maneira de ser utilizada.

4.4.3. Considerações dos potenciais de prevenção e seus impactos ambientais evitados

Como já foi mencionado anteriormente, a ferramenta proposta nesta tese não considera como serão estimados os potenciais de prevenção. Poucos estágios ou processos poderiam evitar por completo o total de PD, já que sempre existe uma fração não evitável que será descartada ao final. Além disso, nenhum processo é 100% eficiente, sempre haverá uma perda, seja esta classificada como evitável ou não-evitável. Assim, mesmo que a ferramenta permita calcular com um percentual de PD de 0 a 1 e não tem nenhuma restrição matemática neste sentido, a recomendação é se trabalhar com valores realistas apoiados pela literatura, como fizeram GENTIL; GALLO e CHRISTENSEN (2011) no seu estudo.

Como já mencionado, nesta tese e na ferramenta proposta recomenda-se seguir a definição do WRAP (QUESTED et al., 2011), justificando o porquê uma parte ou outra do alimento seria evitável ou não evitável, no caso de motivos culturais ou regionais. Pode-se usar valores reais, da literatura ou estimados. É importante levar em consideração as frações não-evitáveis de maneira a não superestimar os benefícios dos cenários de prevenção. Recomenda-se também fortemente o uso da fração possivelmente evitável para poder fazer análise de incertezas e o uso dos potenciais de prevenção de uma ação para análise de sensibilidade.

O que diferencia um estudo que calcula os impactos totais de uma cadeia alimentar sem utilizar os fatores de conversão (fatores que reduzem as PD só na parte comestível),

⁸ Food Loss and Waste Carbon Footprint Tool (FLWCFT). Arquivo Excel disponível em: <https://albacanovas.wixsite.com/mycv/files>

como apresentado por (FAO, 2013; PORTER et al., 2016), dos que incluem a diferença entre evitável e não-evitável, é a possibilidade de calcular os potenciais de prevenção.

A implicação direta da ferramenta proposta é que, dada uma certa porcentagem de PD evitáveis e um certo estágio da cadeia alimentar, não somente se reduzem as PD, mas também a demanda desse item alimentar nos estágios prévios para atingir uma mesma quantidade. Como consequência, haverá menos produção desse item. Esta suposição de “produção evitada” vem do pensamento atribucional do modelo de ACV. Uma modelagem consequential para a prevenção do desperdício alimentar incluiria outros mercados diretamente vinculados ao alimento em questão, possivelmente outros itens alimentares, ou outros bens substitutivos que seriam comprados com o dinheiro poupado. Isso também parte de várias suposições prévias, que acarretam incertezas, e estas deixam os resultados mais difíceis de interpretar. As consequências de jogar menos comida fora podem ser positivas e também negativas (efeito rebote), tais como usar o dinheiro poupado por um bem que tem maiores impactos ambientais. Logo, as reduções de PD por si só não necessariamente levam à uma redução de GEE ou outros impactos ambientais (GARNETT, 2011).

A ferramenta de cálculo permite trabalhar com potenciais de prevenção de PD para observar o total de PD evitadas em um caso ou cenário de prevenção. Por este motivo faz-se necessária uma análise comparativa com um cenário de base (*baseline*): para saber as PDs evitadas, necessita-se de uma referência (DOLCI et al., 2016; MATSUDA et al., 2012; NESSI; RIGAMONTI; GROSSO, 2012).

CAPÍTULO 5 – CASOS PRÁTICOS

5.1. CASO PRÁTICO 1 – Emissões de GEE evitáveis em dois sistemas de restaurante: “restaurante universitário x a quilo”

5.1.1. Descrição do caso prático

No ano de 2014 foi lançado o desafio *Think.Eat.Save* (TESEC, 2017), da FAO, um concurso para estudantes em centros educativos ao redor do mundo, cujo objetivo era realizar algum projeto de conscientização para o combate ao desperdício alimentar. Aproveitando este concurso, em outubro de 2014 decidiu-se fazer uma campanha informativa em dois restaurantes do campus Fundão (UFRJ), especificamente no Centro de Tecnologia (CT), e observar o efeito desta, ou seja, se se observava uma diminuição no desperdício gerado.

Escolheram-se dois restaurantes: um Restaurante Universitário ou RU (também chamado de bandeirão ou restaurante universitário) (Figura 19), e um restaurante *a quilo* (Figura 20). A ação consistiu em dois momentos: ao longo de uma semana foi monitorado o resíduo orgânico gerado, tanto na cozinha (resíduo do preparo), nos recipientes (chamados de GN⁹) em que é servido o alimento (resíduo do alimento não servido) e o resíduo gerado no prato dos comensais (resíduo de pratos ou pós-consumo). Em um segundo momento, a campanha de conscientização foi lançada, ao longo da semana seguinte. A campanha consistiu em pendurar cartazes no CT, pendurar um cartaz grande em cada um dos restaurantes informando a quantidade que foi desperdiçada, e distribuir *cartazes* informativos nas filas dos restaurantes, interagindo também em conversas com os usuários para conscientizar sobre o problema do desperdício de alimentos e seus impactos. Nessa segunda semana o monitoramento foi mantido, para observar se houve mudança comportamental devido à campanha.

⁹ As cubas padrão GN ou *Gastronorm* são recipientes de dimensões mundialmente padronizadas pela norma europeia EN-631, que estabelece os materiais e artigos que podem estar em contato com os alimentos e as medidas para os recipientes utilizados no serviço de manipulação, conservação, cocção e distribuição de alimentos.

Depois de participar no concurso com essa campanha, decidiu-se aprimorar os dados para realizar um estudo de ACV focado em emissões de GEE, e novos dados foram coletados em julho de 2015 ao longo de uma semana. Os resultados do estudo foram apresentados no congresso LCM 2015 em Bordeaux, França.

A caracterização dos dois restaurantes é a seguinte: no bandejão ao longo de uma semana passaram 5900 pessoas e foram consumidos 3500 kg de alimento. Na mesma semana, no restaurante *a quilo* passaram 2600 pessoas e foram consumidos 1600 kg de alimento. Existem diferenças quanto ao tamanho e ao funcionamento dos dois locais. Enquanto o alimento preparado no bandejão provém do Restaurante Universitário Central, que tem uma maior capacidade para preparar o alimento servido em 3 bandejões, e tem formato de cozinha industrial, o restaurante *a quilo* tem uma cozinha interna mais tradicional. A forma de servir o alimento no bandejão é a de um prato com quantidades pré-fixadas pelos funcionários, que servem a comida para os consumidores. O menu no bandejão é fechado, havendo somente duas escolhas (vegetariano ou onívoro) de prato principal e também a opção de escolher entre arroz branco ou integral. Já no restaurante *a quilo*, os consumidores servem os próprios pratos e existem múltiplas escolhas de entradas e principais, inclusive um churrasco de carne e peixe. A forma de pagamento também segue um modelo diferenciado: no bandejão o custo é fixo (2 reais) enquanto no *a quilo* é proporcional ao peso servido. A natureza dos dois modelos faz com que a caracterização do desperdício seja também diferente.



Figura 19. Restaurante Universitário do Centro de Tecnologia (UFRJ)



Figura 20. Restaurante *a quilo* no Centro de Tecnologia (UFRJ)

5.1.2. Objetivo e escopo

O objetivo do estudo é avaliar as PDs evitáveis de dois restaurantes no CT (UFRJ), o impacto de mudanças climáticas atual (emissões de GEE) e a fração evitável de PDs. Efetua-se também a comparação dos dois tipos de restaurante quanto à caracterização do sistema, PD e resultados de impacto.

5.1.2.1. Unidade funcional

Foram consideradas três UF possíveis: “porção individual ou consumo por pessoa em uma refeição feita no restaurante entre 6 e 10 de julho 2015”, “1 kg de alimento consumido no restaurante entre 6 e 10 de julho 2015”, e “1 kg de PD evitável no restaurante entre 6 e 10 de julho 2015”. Para as duas primeiras análises o fluxo de referência é o mesmo: a quantidade de alimento servido no almoço em um restaurante, durante uma semana (de segunda-feira a sexta-feira). Para a terceira, o fluxo de referência é a quantidade de alimento evitável no prato e na cozinha durante o mesmo período.

5.1.2.2. Fronteiras do sistema

As fronteiras do sistema são “do berço ao túmulo”. As etapas foram distinguidas da mesma forma que na FAO, para poder aproveitar os dados de PD ao longo da CSA (Figura 21). A etapa de foco do estudo é “preparação e consumo”, que inclui todo o processamento dentro da cozinha dos restaurantes, desde a chegada do alimento na porta da cozinha, o fim da refeição e o descarte dos restos. Essa foi a etapa mais rica em dados primários, enquanto no restante utilizou-se dados secundários.

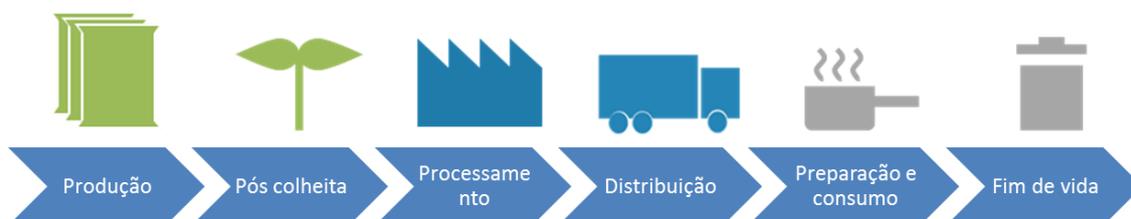


Figura 21. Fronteiras do sistema do estudo para os dois restaurantes

5.1.3. Materiais e métodos

5.1.3.1. Materiais

- Balança pesa-malas de gancho para pesar os sacos de lixo do restaurante a quilo, com precisão de 100 gramas.
- Balança industrial de chão que já existe nas instalações do restaurante universitário.
- Folhas de registro do RU: no restaurante universitário as nutricionistas já montaram habitualmente o que sobra nos GN, então essas folhas também foram materiais de uso.
- Entrevistas e conversas com as nutricionistas de ambos os restaurantes.
- Para a análise ambiental: para realizar os cálculos foram usadas planilhas Excel com os dados referenciados no Anexo 3, que provém de literatura e bancos de dados (Ecoinvent v3 e LCAFood DK). Para acessar tais bancos de dados foi usado o *software* Simapro (licença de propriedade da UFRJ e só para uso acadêmico).
- Computador de propriedade da UFRJ.

5.1.3.2. Método

Os métodos usados foram os seguintes:

- Para a coleta de dados utilizou-se basicamente a pesagem de insumos, produções e resíduos, utilizando-se para isso balanças (uma industrial e uma *pesa-malas*) e planilhas disponíveis no RU (exemplos apresentados no Anexo 3 – A.3.1.). Para facilitar a coleta de dados incentivou-se, durante o período de pesquisa, uma separação adequada do lixo.
- Para o estudo ambiental foi usada a metodologia ACV, seguindo as normas ISO 14040 e 14044, com as particularidades descritas no Capítulo 4 (ferramenta apresentada nesta tese).

5.1.4. Coleta de dados

Para o RU, as planilhas ajudaram a quantificar a maioria dos valores necessários para o estudo. Estas planilhas contém:

- Pré-preparo: para cada preparação, quantifica-se o peso de cada porção individual e o insumo de alimento em peso bruto e em peso líquido (após tirar cascas, líquidos, etc). Também se indica o tipo de corte ou pré-preparo, se houver, e a quantidade de peso em GN que o pré-preparo irá render.
- Formulário de volume de preparo e expedição: para cada preparo, o número de GN que são planejadas para preparar e distribuir em cada um dos RU (existem 3 no campus do Fundão)
- Controle quantitativo de refeições na distribuição: para cada preparo, contabiliza-se o número de GN produzidas e servidas, a média em peso para cada uma, o número de porções por GN. Também contém o número de pessoas que passaram pelo restaurante durante o almoço.
- Controle das sobras: o número de GN e porções que sobraram após o serviço de almoço.

A única coisa que não é quantificada no RU é o peso do resíduo que os consumidores deixam no prato. Para isso, foram pesados os sacos de lixo durante o serviço do almoço. Por conta da velocidade com que o lixo é descartado, não foi possível obter a composição do lixo.

Já no restaurante a quilo, a coleta de dados foi diferente. Como é um restaurante de menores dimensões não se tem um controle tão exaustivo sobre os insumos e preparos. Com a colaboração da nutricionista do restaurante, foram identificadas as compras semanais de insumos de alimento. Por outro lado, o resíduo orgânico foi separado em três sacos diferentes: o lixo do pré-preparo, o lixo das sobras nas GN e o lixo dos pratos. Também não foi possível obter a composição do lixo. O número de pessoas que passaram pelo restaurante foi informado pelo caixa do restaurante, que levanta o controle.

5.1.5. Inventário de ciclo de vida

5.1.5.1. Suposições e considerações

A fração de PD evitável foi considerada como a soma dos restos de GN e da parte comestível do resto dos pratos. Esse seria o potencial teórico evitável. Não se avaliou nenhuma ação de prevenção com um certo raio de abrangência.

O lixo gerado no pré-preparo a princípio é não comestível (cascas) e, portanto, não entrou como evitável, mas teria que se fazer uma análise mais exaustiva para determinar se é evitável ou não evitável ou em qual fração. Portanto, a análise foi considerando o caso mais conservador, ou seja, considerando o total do lixo da cozinha como não evitável.

Para ambos os restaurantes, a fração de PD evitável dos pratos foi deduzida a partir de algumas suposições: estimou-se a fração de PD não evitável por observação do menu, observação do lixo e observação dos pratos (por exemplo, espinhas, carochos e ossos). Por diferença entre o lixo total nos pratos e essa fração não evitável, foi obtida a fração evitável.

Outra suposição foi a composição do lixo: como não foi possível fazer essa caracterização, fez-se a suposição de que a composição do resíduo orgânico seguia a mesma proporção dos ingredientes no menu.

A geração de outros resíduos (recicláveis, etc) não foi contabilizada na análise, assim como tampouco o uso de água na cozinha, por falta de dados e também por se avaliar a pegada de carbono. Se a avaliação contivesse outros indicadores ambientais (pegada hídrica, acidificação, eutrofização) a água deveria sim ser contabilizada.

Recomenda-se para novos estudos incluir na avaliação o uso de embalagens, já que, além de se ter um impacto próprio, também podem contribuir a ter mais ou menos desperdício. Recomenda-se também incluir o uso de água mesmo se tratando apenas da pegada de carbono, pois existe o impacto do consumo de energia no tratamento das águas residuais.

5.1.5.2. Qualidade dos dados

Os dados da etapa “foco” do estudo (cozinha e consumo) foram em parte primários e em parte secundários (Tabela 13). Os dados secundários dessa etapa podem ser encontrados no ANEXO 3, como indicado na tabela ou nas fontes citadas. Para essa etapa foram obtidos os fluxos de alimento a fim de estimar as PD. Para as demais etapas, foram utilizados os dados de desperdício da FAO (2011) da América Latina e Caribe (ANEXO 2). Todos os dados foram trabalhados de acordo com os grupos de alimento definidos pela FAO: frutas, legumes, cereais, carne, peixe, ovos e laticínios, raízes e tubérculos, oleaginosas e leguminosas. Os cálculos foram efetuados em separado para cada grupo de alimentos, já que as taxas de PD variam entre os grupos; no final os resultados foram agrupados. A separação também se deve ao fato de que certos grupos de alimentos passam por processamento e outros não. Por exemplo, distinguiu-se entre frutas e legumes *in natura* e industrializados.

Para o restante das etapas cadeia acima, dados sobre a pegada de carbono também foram obtidos da literatura. Segue um breve resumo da origem dos dados, com algumas referências. Detalhes são encontrados nos anexos:

- Produção primária (animal e vegetal): para a pegada de carbono, sempre que houver, priorizaram-se inventários de ciclo de vida Brasileiros. Em seguida, encontram-se literatura do Brasil ou literatura de outros países (ANEXO 3, A.3.2 e A.3.3.). Até o momento do estudo não havia uma base de dados de ICV acessível e gratuita que tratasse com pegada de carbono de alimentos em nível específico. Tentou-se priorizar estudos brasileiros, mas tendo falta, usaram-se estudos europeus. No caso do salmão, optou-se por um dado do Chile, sabendo que é produzido e importado até o Brasil. Mesmo havendo estudos oriundos de diferentes países e autores, tentou-se escolher poucas publicações de maneira a haver mais homogeneidade no método usado. Também tomou-se o cuidado de considerar apenas a pegada de carbono referente à produção primária (agrícola ou pecuária), tirando, quando existia, qualquer outra fase do ciclo de vida (e.g: transporte, processamento), com o fim de homogeneizar os dados.
- Pós-colheita: a etapa que compreende o transporte dos alimentos do seu local de origem até o centro de distribuição dos alimentos no Rio de Janeiro. Utilizou-se distâncias médias fornecidas pela ferramenta Google Maps e os locais de maior

produção de cada alimento no Brasil (ANEXO 3, A.3.4 e A.3.5.). As emissões de transportes (comerciais leves, caminhões leves, caminhões médios e caminhões pesados) foram obtidas do Ministério de Meio Ambiente (MMA, 2011). O dado de transporte de navio foi obtido da base de dados da Ecoinvent.

- **Processamento (industrial):** só se aplica para alimentos que passam um processamento industrial. Os dados foram obtidos do ICV “LCA food DK”, da Dinamarca (ANEXO 3, A.3.6). Esta é uma base de dados acessível e gratuita, disponível online.
- **Distribuição:** foi considerada uma distância de 21 km entre o centro de distribuição dos alimentos no Rio de Janeiro (CEASA) e o campus do fundão (UFRJ), de acordo com o *Google Maps* e usando as mesmas emissões de transporte (MMA, 2011). Além disso, adicionou-se as emissões de refrigeração dos caminhões para carne e peixe (ANEXO 3, A.3.7).
- **Fim de vida:** considerou-se o mesmo usado em (ANGELO et al., 2017), modelado no *software* Easetech para o aterro de Seropédica (RJ), com as suposições de que em clima tropical não se tem armazenamento de carbono no solo, e incluindo a coleta de biogás com transformação para energia elétrica. O modelo diferencia a emissão de resíduo vegetal e de resíduo animal.
- Para todos os consumos encontrados na literatura em forma de unidade elétrica (kWh), esses dados foram transformados em emissões de GEE com dados do Ministério de Minas e Energia do Brasil (ANEXO 3, A.3.8).

Tabela 13. Origem de dados das etapas de processamento na cozinha e consumo

Dados	Pesagem direta	Observação/ Entrevista	Dados secundários (literatura)
Quantidade de alimento que entra na cozinha	X	X	
Origem do alimento		X	(ANEXO 3, A.3.3)
Gasto energético na cozinha			(ANEXO 3, A.3.9)
Tipo de preparo		X	

Relação do peso do alimento cru e do alimento cozido			(AVEGLIANO; MAIHARA; SILVA, 2008; ANJOS, 2001)
Resíduo do preparo (cozinha)	X		(AVEGLIANO; MAIHARA; SILVA, 2008; ANJOS, 2001)
Alimento não servido (resíduo no balcão)	X		
Resíduo pós consumo (resíduo no prato)	X	X	

5.1.5.3. Resultado da ICV

Na Figura 22 e na **Error! Reference source not found.** são apresentados os fluxos de massa para os dois restaurantes. O fluxo de massa é referenciado para a UF "1 kg de alimento consumido no restaurante entre 6 e 10 de julho 2015", e rastreia as PD acumuladas ao longo da CSA. Note-se que apenas o desperdício evitável e não evitável é diferenciado para a etapa de consumo, pois para o restante das etapas se usam dados da FAO que não separam essas frações. Outros resultados são explicados na Tabela 14 com alguns indicadores comparativos.

Restaurante Universitário

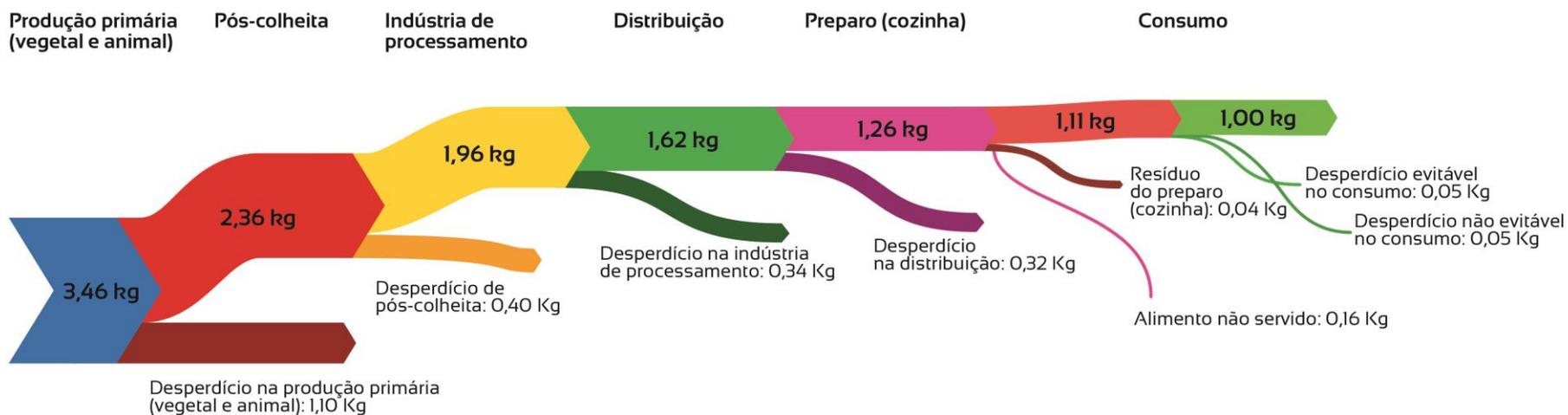


Figura 22. Fluxo de massa para o alimento no restaurante universitário, em relação à 1 kg de alimento ingerido pelo consumidor final. Elaboração própria com o uso do software e!Sankey, versão demo

Restaurante a Quilo

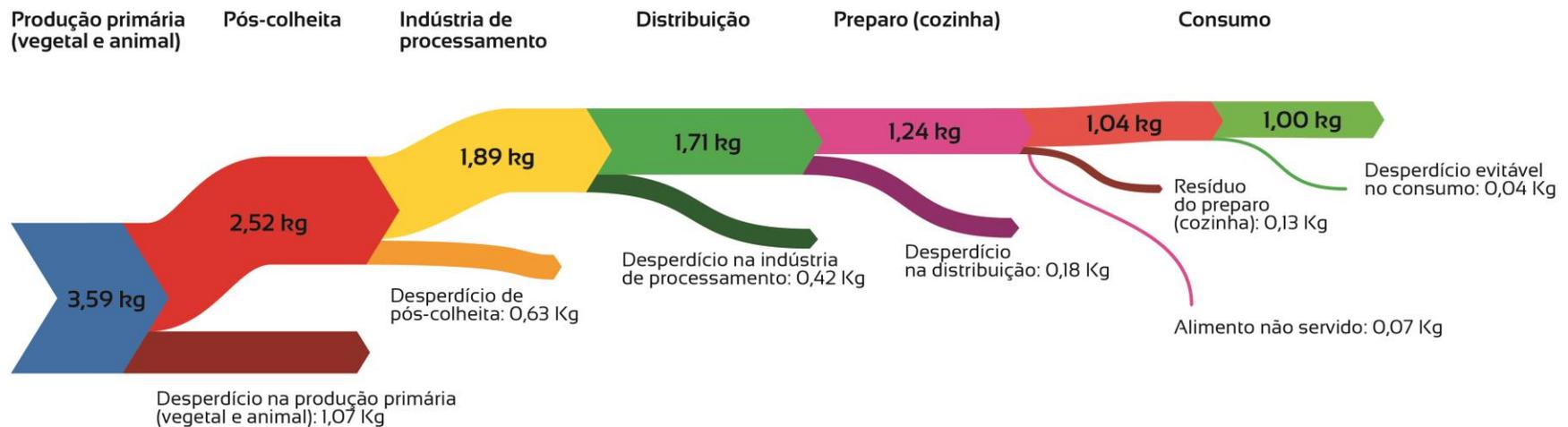


Figura 23. Fluxo de massa para o alimento no restaurante a quilo, em relação à 1 kg de alimento ingerido pelo consumidor final. Elaboração própria com o uso do software e!Sankey, versão demo

Tabela 14. Resultados do ICV em forma de indicadores comparativos para os dois restaurantes

Item	Restaurante universitário	Restaurante a quilo
Clientes (número/semana)	5900	2600
Consumo real (kg/semana)	3553,45	1637,56
Consumo per capita (kg/pessoa)	0,60	0,63
Total de PD ao longo da CSA (kg/semana)	8738,02	4240,39
Total de PD ao longo da CSA, por pessoa (kg/pessoa)	1,48	1,63
Relação entre total de PD ao longo da CSA e total consumido (adimensional)	2,46	2,59
Total PD evitável por pessoa (kg/pessoa)	0,124	0,067
Fração PD evitável não servida	0,09	0,04
Fração PD evitável deixada no prato	0,034	0,027
Fração PD evitável por total consumido (adimensional)	0,20	0,11

Observa-se na **Error! Reference source not found.** que para consumir 1 kg de alimento no restaurante universitário é necessário produzir 3,47 kg de alimento. Já para o restaurante a quilo isso equivale a produzir 3,83 kg, mesmo havendo mais desperdício nas etapas de cozinha+consumo no restaurante universitário. Isto também depende da composição do menu, que é diferente entre os dois restaurantes, como mostram a Figura 24 e a Figura 25.

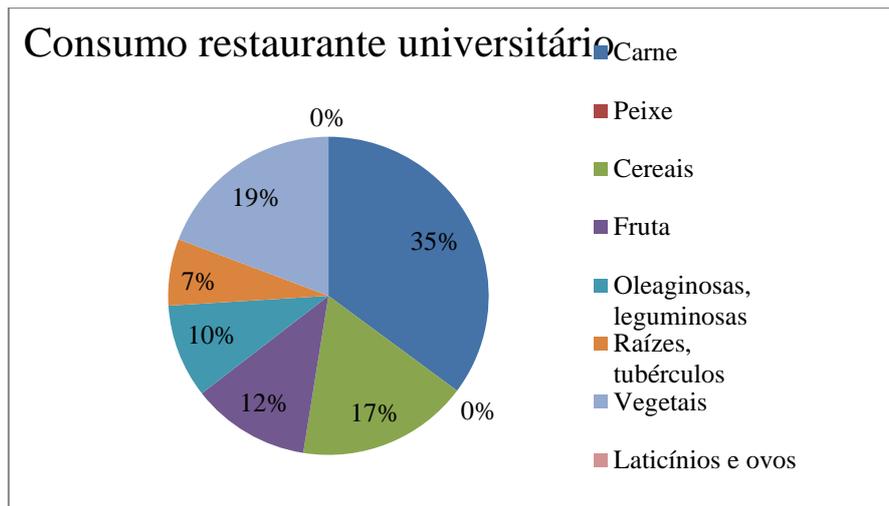


Figura 24. Composição do menu no restaurante universitário por grupos de alimentos

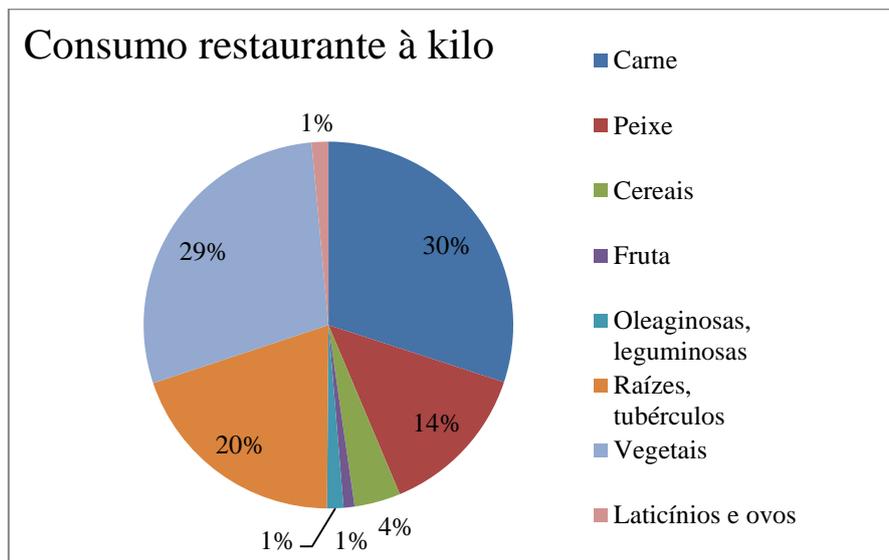


Figura 25. Composição do menu no restaurante a quilo por grupos de alimentos

Outra razão pela qual o restaurante *a quilo* tem mais perdas acumuladas ao longo da CSA é porque tem mais PD inevitáveis na cozinha: diferente do restaurante universitário, os insumos de carne e peixe, assim como outros, chegam no *a quilo* mais *in natura* do que industrializados. No restaurante universitário, como é um restaurante muito maior, os produtos chegam industrializados para facilitar os processos e economizar. Normalmente os produtos *in natura*, quando chegam na cozinha, tem que passar por um processo de limpeza, higienização que retira grandes partes do alimento.

Isso, com os produtos industrializados, não acontece na cozinha, porque essa parte já foi retirada na indústria. Como os dados da FAO de PD de processamento juntam processos industriais e manuais (de cozinha), torna-se difícil distinguir ambos. Acaba-se perdendo informação e sobrecarregando de um impacto a cozinha que utiliza elementos *in natura* em detrimento da cozinha industrial.

Quanto à fração evitável, observa-se que é maior o potencial teórico no restaurante universitário do que no restaurante a quilo, tanto a fração não servida quanto a deixada no prato. Esperava-se que no restaurante universitário a fração não servida fosse menor, já que se tem maior controle sobre a relação oferta-procura, mas as sobras em relação ao restaurante *a quilo* podem ser maiores, já que é uma produção em maior escala.

5.1.6. Avaliação de impacto de ciclo de vida

5.1.6.1. Resultados

Os resultados obtidos da AICV para a pegada de carbono são mostrados na Tabela 15. Nela são mostrados alguns dos indicadores dos resultados da ICV e também a pegada de carbono total e a evitável, para cada uma das UF apresentadas no estudo.

Tabela 15. Resultados de ICV e AICV para as diferentes UF apresentadas

Item	Por pessoa		Por kg de alimento consumido		Por kg de PD evitáveis	
	Restaurante universitário	A quilo	Restaurante universitário	A quilo	Restaurante universitário	A quilo
Consumo (kg)	0.60	0.63	-	-	-	-
PD acumuladas no ciclo de vida (kg)	1.48	1.63	2.46	2.59	-	-
PD evitáveis (kg)	0.124	0.067	0.082	0.043	-	-
Pegada de carbono (kg CO ₂ -eq)	7.33	8.40	12.18	13.34	-	-

Pegada de carbono evitável (kg CO ₂ -eq)	1.03	0.81	0.20	0.11	8.52	11.67
---	------	------	------	------	------	-------

É interessante observar que, enquanto a pegada de carbono do restaurante universitário é menor do que do restaurante a quilo, a pegada de carbono evitável é maior no restaurante universitário (por pessoa ou por kg de alimento consumido), ou seja, existe um potencial de melhoria maior do que no restaurante a quilo, não pela quantidade de PD, mas pela fração evitável/não-evitável. Se a fração evitável é pequena (o que significa que o restaurante já tem um desempenho de desperdício bom), tem-se pouca margem de melhoria.

Ao olharmos a pegada de carbono evitável por kg de PDs evitáveis, a conclusão se inverte: o restaurante a quilo tem mais potencial de melhoria do que no restaurante universitário, e isso é devido à composição do alimento evitável. Assumiu-se que a composição do resíduo seria igual à da composição do cardápio, e o restaurante a quilo contém muito mais carne e peixe do que no restaurante universitário, logo o potencial de melhoria da fração evitável é proporcional à pegada da composição da mesma. Sabendo que emissões de carbono de carne e peixe são bem maiores do que produtos vegetais, faz sentido que o potencial de pegada de carbono evitável seja maior no restaurante a quilo. Para avaliar melhor este item, fez-se uma análise de sensibilidade.

Na análise de sensibilidade modificou-se a composição do resíduo evitável desta forma: reduziu-se a proporção de carne deixada no prato dos consumidores, aumentando proporcionalmente a quantidade de arroz (cereais). A suposição assume que o consumidor prefere consumir a proteína animal, por ser um elemento mais apreciado (tanto no sabor, quanto economicamente e nutritivamente). Para ambos os restaurantes, foi considerada uma proporção de carne de 10%. Mesmo tentando fixar este valor, o restante da composição do menu é diferente, por isto, a interpretação de cada restaurante deve ser feita individualmente e não pode ser comparável com o outro. No restaurante a quilo, em que havia consumo de peixe, este também foi reduzido para 5%. Ambos os restaurantes aumentaram relativamente o desperdício de cereais no prato (para 32 e 35% respectivamente) para compensar essa redução de proteína animal. Os resultados mostram (Tabela 16) que, para tal variação, o restaurante a quilo diminui a pegada de carbono evitável em até 12%, enquanto os resultados no restaurante universitário permanecem praticamente inalterados (redução de 1%). Ainda assim, o restaurante a

quilo continua com maior capacidade de diminuir as emissões de carbono por kg de alimento evitável, frente ao restaurante universitário.

Tabela 16. Análise de sensibilidade respeito à composição do resíduo evitável

Item	Restaurante a quilo		Restaurante universitário	
	Cenário base (30% carne, 14% peixe, 4% cereais)	Análise de sensibilidade (10% carne, 5% peixe, 32% cereais)	Cenário base (14% carne, 31% cereais)	Análise de sensibilidade (10% carne, 35% cereais)
Emissões de CO₂-eq evitáveis totais (kg CO₂-eq/semana)	2104.38	1836.84 (-12,71%)	6094.72	6029.89 (-1,06%)
Emissões evitáveis por pessoa (kg CO₂-eq/pessoa)	0.81	0.71 (-12,34%)	1.03	1.02 (-0,97%)
Emissões evitáveis por kg de PD evitáveis (kg CO₂-eq/kg)	11.67	10.89 (-6,68%)	8.52	8.43 (-1,05%)
Da CSA¹ ou “up-stream”	9.50	8.60 (-9,47%)	6.92	6.85 (-1,01%)
Do FdV² ou “down-stream”	2.17	2.29 (+5,53%)	1.59	1.58 (-0,63%)

¹ Cadeia de Suprimentos Alimentar

² Fim de Vida ou tratamento de resíduos

5.1.6.2. Comparação com outros estudos

Para observar a semelhança ou diferença dos resultados deste estudo com estudos prévios, recorreu-se à tabela comparativa de BERNSTAD et al. (2015), que padronizou resultados de estudos prévios analisando o indicador de GEE para casos de prevenção de PD. Os resultados são mostrados na Tabela 17, desagregados por CSA (etapas cadeia acima ou *upstream* da Cadeia de Suprimentos Alimentar) e por FdV (ou tratamento dos fluxos de resíduos de todas as PDs), assim como os totais. O presente estudo apresenta resultados consideravelmente maiores em relação aos outros.

Tabela 17. Emissões de GEE evitadas/evitáveis por kg de PD evitadas/evitáveis em vários estudos.

Emissões evitáveis (kg CO₂-eq/kg PD)	Da CSA¹	Do FdV²	CSA + FdV
(SCHOTT; ANDERSSON, 2015)	2.0–3.3	(-)0.26 ou 0.08	1.74–3.38
(GENTIL; GALLO; CHRISTENSEN, 2011)	3.3	0.01 ou 0.04–0.12	3.31–3.42
(MATSUDA et al., 2012)	4	0.24–0.48	4.24–4.48
(VENKAT, 2012)	1.75	0.29	2.04
(WRAP, 2010)	2.95–3.97	(-)0.1–0.45	2.85–4.42
Este estudo (2015)	6.92–9.50	1.59–2.17	8.52–11.67

Notas: (-) Indica valor negativo; “–” Indica uma faixa entre dois valores nos casos em que se apresentou mais de um valor; Em alguns estudos, a prevenção foi comparada com outras alternativas, e por isso são apresentados vários valores com “ou”. CSA: Cadeia de Suprimentos Alimentar; FdV: Fim de Vida; PD: Perdas & Descarte

A grande diferença entre este estudo e o restante é que os demais não consideram as PDs acumuladas ao longo da CSA, subestimando o impacto evitável. O alimento que entra no sistema como substituição (e portanto como benefício ambiental) não é na relação 1:1, mas existe uma superprodução do alimento que tem que se levar em consideração, na hora de estimar impactos evitáveis (BERNSTAD; CANOVAS; VALLE, 2016).

Esta afirmação fica demonstrada na Figura 26, em que fez-se a AICV deste mesmo estudo sem a consideração de PDs acumuladas ao longo da CSA, ao lado do resultado aqui apresentado (com a inclusão de PD acumuladas). A diferença é de quase a metade de GEE evitadas por kg de PD evitável. Portanto fica em evidência que a inclusão de PD acumuladas ao longo da CSA faz diferença nos resultados finais. Esses valores sem considerar as PD (entre 4 e 6 kg CO₂-eq aproximadamente) são mais parecidos aos dos estudos anteriormente revisados na Tabela 17. Assim, pode-se concluir que os resultados estão dentro de uma faixa de resultados aceitável.

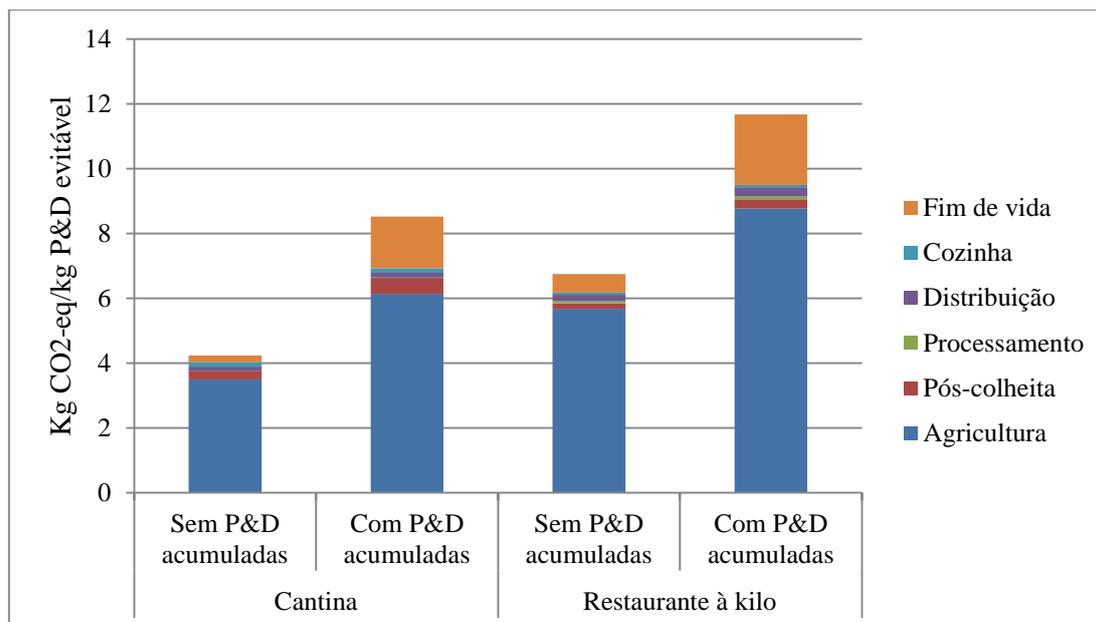


Figura 26. Comparação de resultados de emissões de GEE por kg de PD evitáveis, com e sem a consideração de PD acumuladas na CSA. PD: Perdas e Descarte; CSA: Cadeia de Suprimentos Alimentar

5.2. CASO PRÁTICO 2 – Balanço de emissões de GEE no Refettorio Gastromotiva: restaurante social e ação contra o desperdício alimentar

5.2.1. Descrição do caso prático

O Refettorio Gastromotiva (RG) é uma iniciativa trazida para o Brasil pelos chefs Massimo Bottura (Food for Soul), David Hertz (Gastromotiva) e pela jornalista Ale Forbes para contribuir na luta contra o desperdício de alimentos, insegurança alimentar e exclusão social. Localizado na Lapa, Rio de Janeiro, no RG recuperar os alimentos é tão importante quanto promover a dignidade das pessoas (GASTROMOTIVA, 2017).

O RG oferece alimento e dignidade para a população em vulnerabilidade social; e ao mesmo tempo, cozinhando com ingredientes excedentes que seriam descartados, mas que ainda estão bons para o consumo. Lançado durante os jogos olímpicos, já se tornou um legado para a cidade: um HUB do Movimento Global da Gastronomia Social no coração do Rio de Janeiro. Ele funciona como um restaurante-escola no qual chefs convidados e jovens talentos da Gastromotiva cozinham com ingredientes excedentes.

Com capacidade para 108 pessoas, são servidos jantares gratuitos para população vulnerável e, em breve, almoços para o público em geral com o conceito “pague o almoço e deixe o jantar”.

As atividades no RG iniciaram em 9 de agosto de 2016, no meio dos Jogos Olímpicos Rio 2016. Eles captam doações de dois principais distribuidores: a Benassi, distribuidora de produtos hortifrutíferos, uma das maiores distribuidoras no Brasil e também a maior do CEASA-RJ; e a Masan, distribuidora de secos (vale ressaltar que durante o período olímpico também foram recebidos produtos secos do Carrefour e outros lugares diversos). Eles conseguem captar uma boa variabilidade de produtos, mas o mais difícil de conseguir é carne, devido à cadeia de frio e por ser um elemento mais delicado em questões de segurança alimentar. Peixe tampouco chega. Mas, os chefes de cozinha aplicam sua criatividade para achar sempre substitutos de carne e peixe com os legumes¹⁰.

O grupo Benassi, fundado nos anos 50, é uma das principais distribuidoras do sudeste brasileiro, com filiais em Espírito Santo, Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e São Paulo (BGA, 2017). Eles também agem na área de importação e exportação de frutas, legumes e verduras.

A empresa iniciou suas atividades no mercado carioca na década de 80, primeiramente atendendo as grandes redes supermercadistas nacionais e regionais e, com o grande trabalho que desenvolveu, expandiu os negócios para outros segmentos do mercado de frutas, legumes e verduras, conquistando clientes direcionados aos setores industriais, companhias marítimas, empresas de *catering* aéreo e *off-shore*. O trabalho da empresa, situada no Ceasa, em Irajá, vem ganhando ainda mais destaque nos últimos anos, por conta do aumento da preocupação da população em consumir produtos frescos e saudáveis. Um dos principais objetivos da empresa é garantir que as melhores frutas, verduras e legumes cheguem diariamente à mesa de milhares de consumidores brasileiros. A Benassi Rio abastece hoje as principais redes de supermercados do estado, sendo este um dos principais papéis da empresa (BGA, 2017).

5.2.1.1. Diagnóstico prévio

¹⁰ Informações obtidas através de visita, e entrevista com Samantha e Gisele da Gastromotiva

A fim de entender melhor o funcionamento interno das atividades do Refetório para poder traçar um plano de pesquisa e coleta de dados, foi feito um diagnóstico prévio, em Fevereiro de 2017. Estes dados não entraram no estudo de ACV, foram apenas medidos para se ter uma ideia da ordem de grandeza e para desenhar o método de coleta de dados.

Foram coletados os dados da quantidade dos produtos da Benassi que entraram no Refetório desde meados de Novembro, data em que a entrada de produtos começou a se estabilizar.

Entre 18/11/2016 e 26/01/2017, ou seja, em 70 dias, eles receberam um total de 12 entregas de uma média de 566 kg cada entrega, totalizando 6787 kg de produtos FLV (frutas, legumes e verduras), informado pela folha recibo da Benassi.

Só o tomate e a banana juntos somaram quase 30% daquilo que chegou do grupo dos perecíveis (FLV). Outros alimentos que participaram até completar 75% do produto entrante foram, pela ordem de relevância em peso: pimentão verde, cenoura, manga, batata, vagem, chuchu, coco, jiló, uva, maçã, abacaxi, cebola e abacate. Isso não quer dizer que esses sejam os produtos que mais se perdem no CEASA, mas é possível que o perfil que segue seja parecido, pelo menos nesses meses do ano, devido à sazonalidade.

Nem todos os alimentos que chegam ao Refetório podem ser cozidos ou armazenados na hora em que eles chegam, ou por falta de espaço, ou por falta de tempo. Um dos trabalhos da cozinha é preparar a logística toda e pensar não somente no prato do dia, mas também em como armazenar e preparar futuros pratos nos dias posteriores. Por isso, existe uma seleção prévia de alimento. A parte que não pode ser absorvida pelo Refetório é doada para entidades de caridade, que vêm buscar no local. De alguma maneira, isso também está sendo aproveitado por pessoas em desvantagem social.

Além das 90-100 refeições servidas no jantar, toda a comida que entra no Refetório também serve para alimentar os próprios funcionários e voluntários, tanto no almoço quanto no jantar, o que representa aproximadamente umas 30¹¹ refeições no total. De maneira informal, também existem lanches de manhã ou de tarde feitos para os funcionários do próprio Refetório, que acontecem segundo a disponibilidade de

¹¹ Valor estimado pela autora.

alimentos ou de preparos no dia. No total, consideram-se umas 120-130 refeições por dia (almoço e jantar, sem contar os lanches), aproximadamente.

No diagnóstico prévio foram observadas os seguintes empecilhos a um monitoramento adequado: não existe controle de volume de resíduos; não existe monitoramento do que é aproveitado e o que não é; não existe controle dos volumes de frutas, legumes e verduras (FLV) que são usados no dia. Para os produtos secos, a organização e atualização de um inventário do armazém ainda não é feita periodicamente.

5.2.2. Objetivo e escopo

O objetivo deste estudo é aplicar a ACV para calcular a pegada de carbono (emissões de gases de efeito estufa) do RG como empreendimento que reduz o desperdício de alimentos, para avaliar se vale a pena ou não o seu funcionamento em termos de redução emissões (custo-benefício de GEE como indicador ambiental).

A fim de realizar a ACV, será necessário quantificar os fluxos que configuram uma análise ambiental sob o foco de Ciclo de Vida, e também com o intuito de se ter um monitoramento contínuo que fique implementado e apropriado pelos funcionários do Refetório.

Este monitoramento exaustivo (coleta de dados para o ICV) irá contemplar:

- Entrada de produtos frescos e secos (pesagem e *verificação* junto com a nota fiscal);
- Saída de produtos para doação nas entidades e levadas para casa por parte de funcionários (chamados de “feira” e “sobras”);
- Monitoramento de resíduo orgânico na cozinha (pesagem de sacos de lixo junto com observações e entrevista);
- Preparo de planilhas para acompanhamento desses dados pelos próprios funcionários e posterior monitoramento mais autônomo;
- Coletar outros insumos: água, eletricidade, gás;
- Coletar informações qualitativas com os distribuidores para estimar impactos do transporte.

O tratamento de dados posterior dará como produtos e resultados principais:

- Balanço de massa dos alimentos para entender cada destino (consumo, doação, lixo);
- Balanço Custo-benefício ambiental global da ação, por kg de alimento efetivamente consumido – em emissões de CO₂.
- Potencial benefício ambiental de instalar uma composteira no local.

Outros resultados de interesse para o Refetório que foram obtidos do mesmo estudo são:

- Informação qualitativa da composição dos menus no jantar, assim como o peso de cada refeição por pessoa;
- Estatística sobre quantidades de cada alimento que chega ao Refetório e índice de aproveitamento na primeira triagem para cada alimento;
- Quantidade de resíduo orgânico compostável para dimensionar uma composteira no local ou utilizar uma composteira externa ao local.
- Possibilidades de melhoria de eficiência dos processos internos do Refetório.

5.2.2.1. Unidade funcional

A unidade funcional (UF) principal será “1 kg de alimento (composição média) efetivamente consumido no RG, durante 4 de julho a 3 de agosto de 2017”. Também será analisada a UF “funcionamento do RG ao longo de um mês” e “funcionamento do RG ao longo de um ano (outubro 2016 – outubro 2017)”. O período aqui mencionado foi o período de coleta de dados efetivo (descrito em 6.2.4.).

Para a análise da UF do funcionamento do RG ao longo de um ano, considerou-se que a composição dos itens alimentares é a mesma, e só muda o consumo de eletricidade, que é muito variável segundo a estação do ano. A composição de frutas e legumes pode variar segundo a sazonalidade, mas assume-se que a proporção entre alimentos vegetais e alimentos animais continuará sendo a mesma, coisa que atribui uma pegada de carbono do alimento pouco variável.

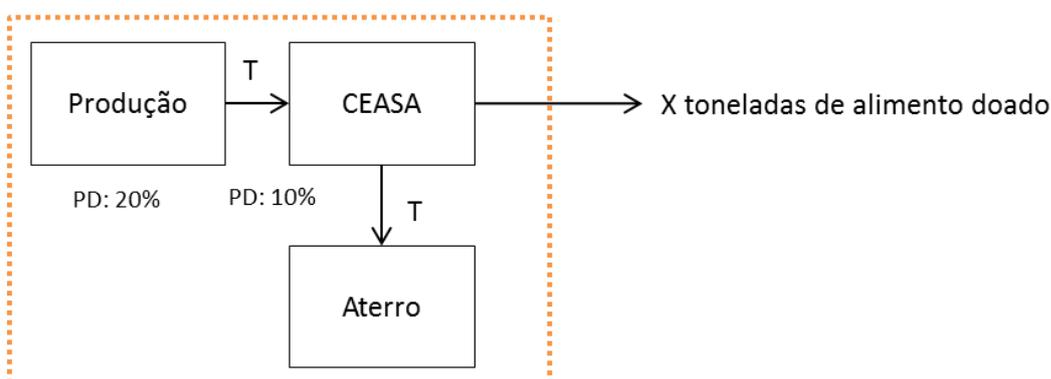
5.2.2.2. Fronteiras do sistema

O cenário de referência ou sistema evitado é o seguinte: o alimento doado, procedente da Benassi (CEASA) seria destinado para aterro sanitário, caso não fosse doado para o RG. As emissões evitadas serão, portanto, não somente as relativas ao tratamento do resíduo, como também, à produção de alimento como matéria prima, incluindo as perdas relativas às etapas de produção e transporte até o CEASA. Segundo o relatório da FAO (2011), as perdas em hortifruti na América Latina são de 20% na produção agrícola (danos mecânicos e/ou perdas na colheita) e 10% na fase pós-colheita (perdas devido ao manuseio, armazenamento e/ou transporte do campo até a distribuição).

Portanto, as fronteiras do sistema de produção evitado incluem a fase agrícola, o transporte até o CEASA, o transporte até o aterro, e as emissões geradas no aterro sanitário. O sistema de aterro foi o mesmo usado por (ANGELO et al., 2017), modelado no *software* Easetech para o aterro de Seropédica (RJ), com as suposições de que em clima tropical não se tem armazenamento de carbono no solo, e incluindo a colheita de biogás com transformação para energia elétrica.

O cenário de prevenção ou “sistema alternativo” é a introdução do novo sistema “RG” que consegue aproveitar parte do alimento doado. As fronteiras do sistema são representadas na Figura 27. Observe-se que o alimento doado entra como fluxo ou carga ambiental negativa do sistema evitado.

Sistema evitado (carga ambiental negativa)



Sistema alternativo

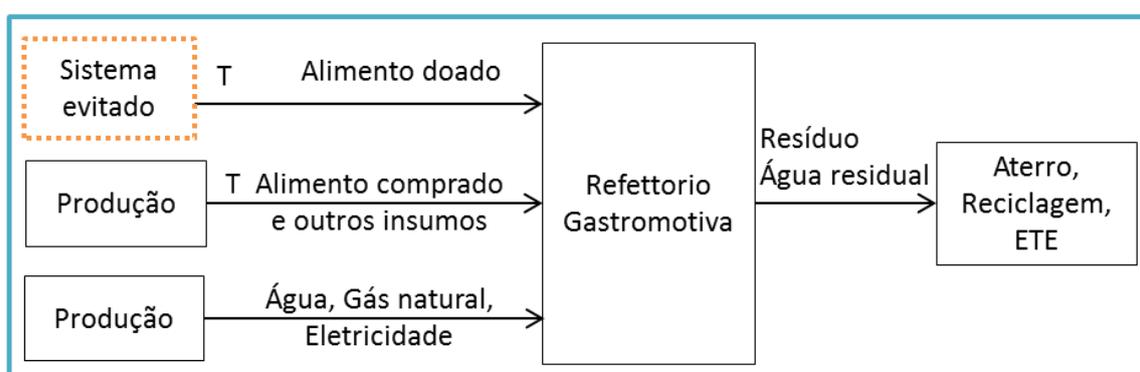


Figura 27. Fronteiras do sistema. Dados de perdas: FAO (2011). PD: Perdas e Descarte. T: transporte. ETE: Estação de Tratamento de Efluentes.

5.2.3. Materiais e métodos

5.2.3.1. Materiais

- Computador disponível no RG ao longo do período de coleta de dados;
- Balança industrial (comprada com recursos da bolsa CNPq e posteriormente doada ao Refettorio para continuidade da pesquisa);
- Balança pequena de cozinha (propriedade do Refettorio);
- Folhas de planilhas impressas (impressão por parte da equipe de pesquisa);
- Adesivos para identificar sacos de lixo (compra por parte da equipe de pesquisa);
- Consulta para dados complementares do Refettorio (recibos de compra, de doação, faturas de consumo de energia e água, nota fiscal de empresa de coleta de lixo);

- Para a análise ambiental, uso de planilhas excel com os dados da literatura, e uso do *software* Simapro para consultar os bancos de dados interno (licença de propriedade da UFRJ e apenas para uso acadêmico).

5.2.3.2. Método

Os métodos aplicados foram os seguintes:

- Para a coleta de dados, utilizou-se basicamente a pesagem de insumos, produções e resíduos, utilizando-se para isso balanças (uma industrial e uma de cozinha) e criaram-se planilhas de uso interno. Para facilitar a coleta de dados incentivou-se, durante o período de pesquisa, uma separação adequada do lixo.
- Para o estudo ambiental foi utilizada a metodologia ACV, seguindo a norma ISO 14040 e 14044, com as particularidades descritas nos Capítulos 4 e 5 (ferramenta apresentada nesta tese).

5.2.4. Coleta de dados

O estudo foi feito durante o período de 4 de julho a 3 de agosto de 2017, com coletas de segunda a sexta-feira, exceto nas datas em que houve obra de reforma, somando-se assim 23 dias de coleta de dados.

5.2.4.1. Considerações iniciais

Consideram-se entradas ou insumos:

- Alimentos recebidos por doação
- Alimentos comprados

Consideram-se saídas:

- Alimentos rejeitados em qualquer etapa (lixo)
- Alimentos ingeridos

- Doações a entidades sociais
- Alimentos levados para casa por parte dos funcionários

As etapas consideradas dentro do RG e que ajudaram a estruturar a coleta de dados e separação de lixo foram as mostradas na Figura 28.



Figura 28. Etapas consideradas dentro das fronteiras do sistema sob estudo (RG)

A separação de lixos na cozinha se fez por recicláveis, lixo cru, lixo cozido, e lixo de pratos e panelas, colocando cartazes indicativos nas lixeiras. A descrição do conteúdo encontra-se explicada a seguir:

- Recicláveis: papel, papelão, plástico, vidro, metal.
- Lixo cru: correspondente à fração orgânica que não passou por nenhum tipo de cozimento, nem ganhou ou perdeu água (corresponderia ao lixo da etapa do pré-preparo)
- Lixo cozido: correspondente à fração orgânica que passou por algum tipo de processamento que gerou perda ou ganho de água, como o cozimento (corresponderia ao lixo da etapa cozinha/preparo). Pode conter também papel molhado usado na cozinha, já que este não é reciclável. Esta fração de lixo cozido costuma ser de preparos que deram errado, bagaço de sucos, fundo de panela que queimou, resíduos de preparações de caldos etc.
- Lixo de pratos e panelas: restos de comida pronta que não foram ingeridos, e que restaram nos pratos dos consumidores (quando os convidados não comem toda a comida) ou na própria cozinha (quando a produção excede o consumo), correspondendo ao lixo da etapa serviço de almoço e jantar.

5.2.4.2. Quantificação

A quantificação dos alimentos recebidos por doação foi feita sempre por pesagem, no momento da recepção dos mesmos. Durante todo o período de coleta, a empresa doadora de alimentos foi a Benassi. Já os alimentos comprados, foram quantificados a partir de notas fiscais e comprovantes de compra.

Os alimentos rejeitados ou lixo foram medidos em diferentes momentos e de diferentes formas:

- i) o lixo da triagem foi medido no mesmo momento em que chegava alimento da Benassi e a triagem era feita. Sempre que possível, foi caracterizado por tipo de alimento.
- ii) o lixo cru e o lixo cozido eram pesados nos sacos de lixo que ficavam na cozinha, na hora que iam ser jogados na caçamba.
- iii) o lixo de pratos e panelas foi monitorado de duas formas: uma, acompanhando o lixo de pratos e pesando o saco de lixo correspondente, e outra, pesando as sobras das panelas diretamente da panela.

Os alimentos consumidos dentro do RG foram medidos da seguinte forma:

- i) Almoço: pesagem da comida pronta antes e depois do serviço.
- ii) Jantar: pesagem da comida pronta antes e depois do serviço + *verificação* com outra estimativa (pesar uma porção individual e multiplicar pelo número de consumidores). Isso foi feito porque às vezes tinha impossibilidades de medir da primeira forma.

Os alimentos que foram levados para casa ou que foram doados para entidades sociais foram pesados na hora que saíam do Refettorio.

Por último, outra contagem foi feita para o número de pessoas que almoçavam, jantavam ou faziam algum tipo de refeição no Refettorio.

5.2.5. Inventário de Ciclo de Vida

5.2.5.1. Suposições e considerações

Algumas suposições e aproximações são explicadas na próxima seção, na qual se mostra com mais detalhe o cálculo para obtenção do ICV a partir dos dados primários e secundários. Algumas outras considerações no ICV são as seguintes:

- Papel e material de limpeza: inclui papel higiênico, papel toalha, plástico filme, sacolas de lixo, outras sacolas, e materiais de limpeza (alvejante, desinfetante, sabão). Não inclui a embalagem dos alimentos.
- Lixo reciclável foi pesado na sua totalidade e não separadamente. Assumiu-se um percentual respectivo de 35% papel, 35% plástico, 20% vidro e 10% alumínio, em peso. Tomou-se como base observação feita pelas pesquisadoras ao longo do mês. O lixo gerado nos banheiros não foi incluído.
- Dentre o lixo orgânico, considerou-se que a parte proveniente da cozinha e do consumo tem uma composição de 10% de origem animal e 90% vegetal, para efeitos do cálculo de emissões oriundas do aterro sanitário.

5.2.5.2. Qualidade dos dados

Detalha-se a seguir o processo de obtenção dos fluxos desenhados no fluxograma.

Os dados apresentados na Figura 29 estão em kg, o período de referência da coleta de dados foi de um mês (4 de julho até 3 de agosto 2017), em que teve 23 dias de atividade plena mais 4 sábados, quando o restaurante é aberto apenas para limpeza (sai lixo mas não entra comida).

É possível observar na figura que, daquele alimento que chegou em 1 mês no Refettorio por doação da Benassi (4,39 toneladas), só foi cozido realmente 1,41 toneladas, pois se perde muito alimento na triagem - que não está em boas condições - e durante o pré-preparo, quando são descascados e triados alguns alimentos. Portanto, aproveita-se aproximadamente 32.22% do alimento que é doado.

Não foi possível avaliar a fração de resíduo orgânico que seria evitável e a fração que seria não evitável. Na cozinha são preparadas muitas receitas aproveitando ao máximo o alimento, mas por falta de tempo nem sempre é possível aproveitar todas as cascas e

partes comestíveis. A maioria do lixo orgânico foi devido à fração de alimento que já estava estragado porque já vinha com um período de validade muito curto, ou estava em processo de degradação.

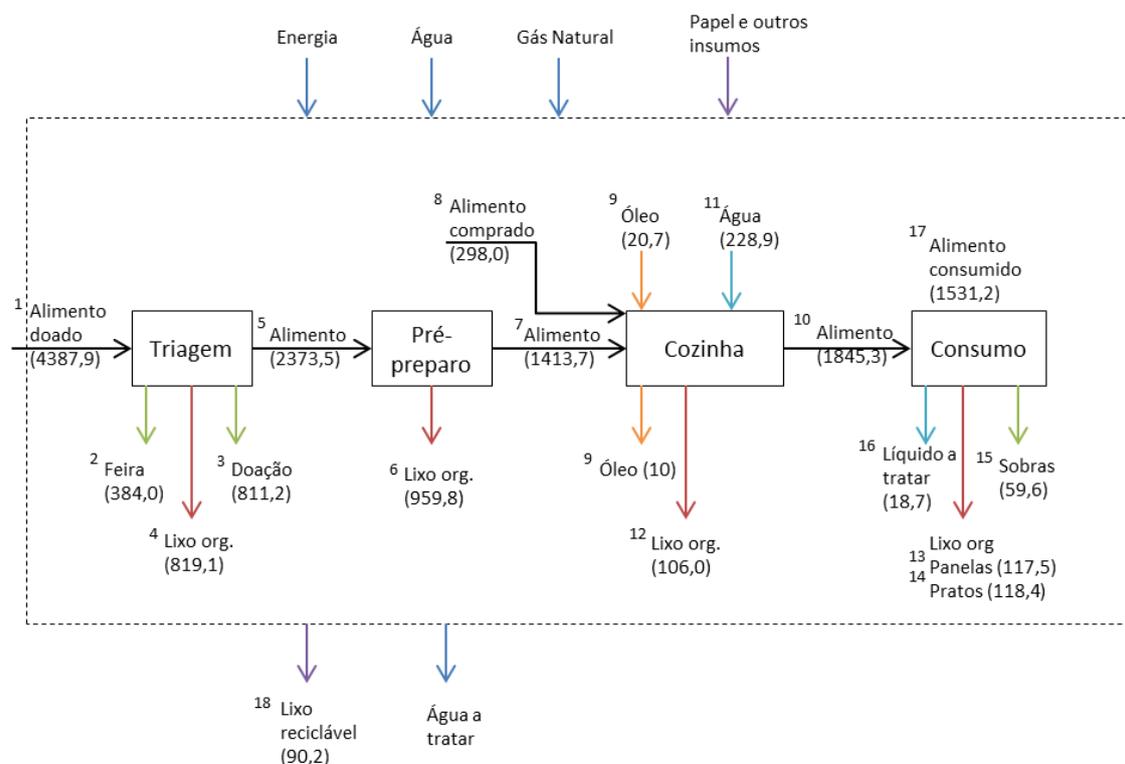


Figura 29. Diagrama de processos e balanço de massa (em kg) interno do RG durante o período de estudo

Na Tabela 18 apresentam-se a qualidade de dados para cada um dos fluxos apresentados na Figura 29. Foi possível para alguns dados fazer uma medição direta (pesagem), enquanto outros dados foram medidos indiretamente (por dificuldades técnicas e logísticas) e precisaram de várias checagens, seja por diversas pesagens, estimativas e/ou cálculos.

Tabela 18. Considerações do balanço de massa feitas para obter o Inventário de Ciclo de Vida

Nº	Nome do fluxo	Qualidade do dado
1	Alimento doado	Pesado na balança

2	Feira (da triagem)	Estimada a partir de 3 pesagens de feira diferentes (as mais confiáveis), feita uma média e multiplicada por 10 feiras realizadas
3	Doação	Pesado na balança
4	Lixo org. (triagem)	Pesado + Adicionadas estimativas de lixos que ficaram sem pesar - 3 sacos de 15 kg cada um no dia 16/7 (evento onde teve triagem), - 6 sacos de 15 kg cada um no dia 24/7 (sábado de obra em que limpavam a câmara frigorífica), - 216 kg no dia 14/7 (sábado no qual foi jogada fora a quantidade equivalente a 2 triagens. Esta quantidade foi estimada a partir das 2 triagens mais representativas, nas quais observou-se que 20% do que chega é descartado)
5	Alimento (entre triagem e pré-preparo)	Calculado (5)=(1)-(2)-(3)-(4)
6	Lixo org. (pré-preparo)	Pesado + ajustado com o balance de massa a partir de (5) e (7) por diferença
7	Alimento (entre pré-preparo e cozinha)	Estimado a partir do IC* e de (10) e (12) (7)+(8)=[(10)+(12)]/IC
8	Alimento comprado	Pesado e posterior estimativa: em falta de um inventário prévio (a câmara de alimentos comprados já estava cheia no início do estudo), foram pesados todos os alimentos comprados nos dias de pesquisa e foram retirados da lista alguns alimentos que seriam armazenados e não usados.
9	Óleo	Pesado como entrada de alimento comprado. Feita a consideração que aproximadamente a metade do óleo de cozinha fica no alimento e o restante sai como efluente líquido a tratar.
10	Alimento (entre cozinha e consumo)	Pesado o alimento pronto no almoço e jantar+ feitas estimativas: - Adicionado lanches (25 pessoas, 20 dias, 350 gramas ingeridas por pessoa e dia) - Retirado da conta uma estimativa de sobras guardadas que foram reusadas (ex: feijão que sobrou do jantar vai pro almoço seguinte)
11	Água (cozinha)	Estimada partir do IC* e balanço de massa
12	Lixo org. (cozinha)	Pesado + feita a estimativa de considerar 50 kg a mais que não foram pesados (o uso dessa lixeira foi baixo)
13	Lixo org. (consumo) “Panelas”	- Sobras que foram pesadas e posteriormente jogadas fora, e - Sobras que foram pesadas e guardadas, cujo destino posterior foi desconhecido, estimativa de que 60% dessas sobras acabaram no lixo
14	Lixo org. (consumo) “Pratos”	Pesado na balança e retirado o peso dos guardanapos (4,4 kg, estimado a partir do número de pessoas e o peso de 1 guardanapo)
15	Sobras (após consumo)	- Sobras que foram pesadas e levadas para casa, e - Sobras que foram pesadas e guardadas, cujo destino

		posterior foi desconhecido, estimativa de que 40% dessas sobras foram levadas para casa
16	Líquido a tratar	Pesado e estimado a partir dos sorvetes e caldos que sobraram, incluído já na água a tratar como um todo no RG
17	Alimento consumido	Calculado (17)=(10)-(13)-(14)-(15)-(16)
18	Lixo reciclável	Pesado

*IC= Índice de cocção. Por definição é a divisão entre o alimento cru e o mesmo alimento uma vez cozido. Quando o índice é menor do que 1, o alimento perdeu água e/ou gordura, quando é maior, ganhou água e/ou gordura.

O restante dos dados do sistema como um todo foi obtido de dados secundários e literatura. O Índice de cocção (IC) foi calculado a partir do alimento cozido (que foi pesado), com valores teóricos da literatura (ver ANEXO 4 – A.4.1.), e considerando 90% dos alimentos cozidos mais representativos em peso. O IC geral obtido foi IC=1,14.

Os inventários com dados secundários do sistema do RG encontram-se nos anexos, que já incluem: o inventário do sistema evitado (alimento doado, ANEXO 4 – A.4.2., A.4.3. e A.4.4.), do alimento comprado (ANEXO 4 – A.4.5.), dos insumos de limpeza (ANEXO 4 – A.4.6.), o tratamento de resíduos (ANEXO 4 – A.4.7.), os consumos de água, eletricidade e gás (ANEXO 4 – A.4.8. e A.4.9.).

5.2.5.3. Resultado da ICV

A Figura 30 mostra o resultado da ICV, uma vez agrupados todos os dados coletados por categorias de fluxos, das entradas e saídas no sistema RG.

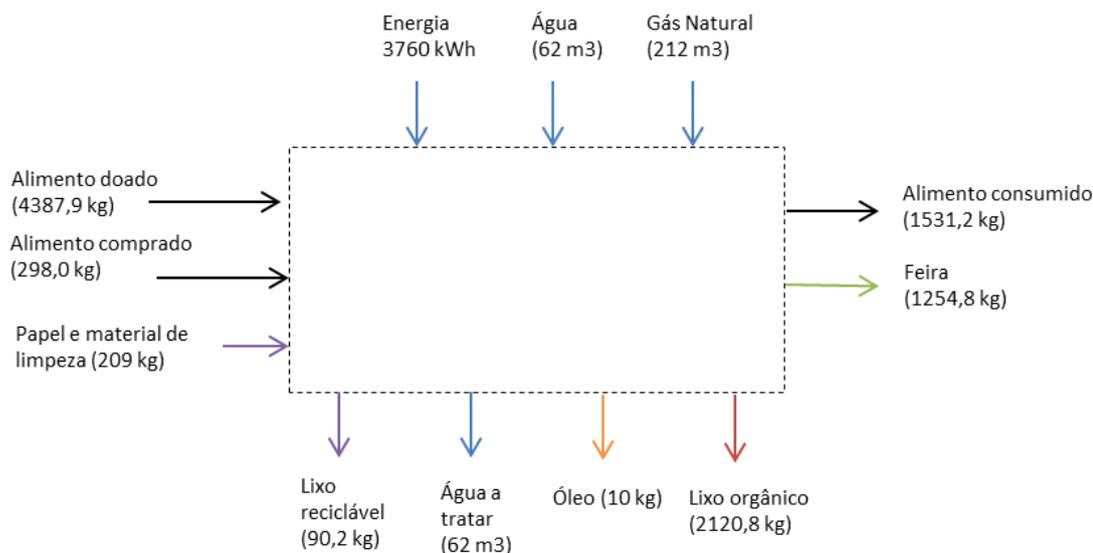


Figura 30. Inventário de Ciclo de Vida (balanço de massa e energia) nas fronteiras do sistema sob estudo (RG) para o período de coleta de dados

5.2.6. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida

5.2.6.1. Análise de sensibilidade

A “feira” (comida levada para casa por parte de funcionários) e a doação poderiam se considerar dois subprodutos do Refetório, pois a principal atividade é servir comida, durante o almoço e jantar, e o restante é uma consequência da atividade, ainda que esta consequência seja a de alimentar pessoas. A “feira” que os funcionários levam para casa é comida que vai ser ingerida fora do sistema, logo vai ter um uso como alimento. Não se sabe com certeza se esse alimento vai ser aproveitado total ou parcialmente. Da mesma forma, as doações para entidades sociais e de caridade também saem do controle do Refetório, e não se tem certeza do aproveitamento dessa quantidade de alimento.

Para lidar com essas incertezas, faz-se 3 suposições de cálculo para apresentar os resultados dos impactos da doação e feira:

- 1) Considerando “*cut off*”, ou seja, corte ou carga ambiental zero, seria um fluxo que sai do sistema sem impacto nenhum, sendo que todo o impacto irá 100% para o alimento consumido dentro das portas do Refetório;

- 2) Considerando uma distribuição por massa, junto com o alimento consumido no Refetorio, ou seja, a divisão dos impactos ambientais entre o alimento consumido dentro do Refetorio e o alimento que sai do Refetorio mas que também é aproveitado, proporcionalmente ao seu peso; neste caso, considera-se um aproveitamento 100% do alimento doado, e da feira e comida levada para casa por parte dos funcionários;
- 3) Considerando um cenário em que todo esse alimento viraria descarte.

5.2.6.2. Resultados

Os resultados da pegada de carbono, em valor absoluto e para a UF, são mostradas na Tabela 19, também para cada uma das suposições para lidar com as “feiras”. Seja qual for a maneira de expressar os resultados, o impacto no mês de estudo do RG foi negativo, ou seja, se deixou de emitir mais (devido ao alimento doado) do que se emitiu na operação.

Contudo, o cenário de corte para os fluxos de doações e feiras é o cenário mais favorável para o Refetorio, já que todo o impacto evitado é atribuído ao alimento consumido. O meio termo é considerar uma distribuição mássica entre o alimento consumido dentro do Refetorio e o alimento doado ou de feira, mesmo considerando que esse segundo fluxo é consumido 100% (o que não é verdade). O cenário em que se assume o pior dos casos, ou seja, que toda a feira e doação vai para o lixo, ainda é um balanço de impacto evitado, mas muito menor. Provavelmente o impacto por alimento consumido estará compreendido entre a faixa de -0,37 e -0,08 kg CO_{2-eq}/kg alimento consumido.

Tabela 19. Resultados das emissões de GEE, em valores absolutos e para a UF, e para cada uma das maneiras de expressão dos resultados

Item	Total mensal (kg CO _{2-eq})	Cenário <i>cut-off</i> (kg CO _{2-eq} /kg alimento consumido)	Cenário distribuição mássica		Cenário descarte (kg CO _{2-eq} /kg alimento consumido)
			(kg CO _{2-eq} /kg alimento consumido)	(kg CO _{2-eq} /kg alimento doado/feira)	

Alimento doado	-7289,86	-4,76	-2,62	-2,61	-4,76
Alimento comprado	1799,05	1,17	0,65	0,65	1,17
Materiais limpeza	507,15	0,33	0,18	0,18	0,33
Tratamento resíduos	3326,17	2,17	1,19	1,19	2,76
Energia, água e gás	641,30	0,42	0,23	0,23	0,42
Total	-1016,19	-0,66	-0,37	-0,36	-0,08

5.2.6.2.1. Resultados da sazonalidade e uso de composteira

Foi avaliado o efeito da sazonalidade em referência ao gasto de luz no local, já que entre inverno e verão há uma grande mudança devido ao uso do ar condicionado. O resto das variáveis permaneceu constante. Os mesmos dois cenários foram avaliados com e sem composteira, para observar o efeito de se instalar uma composteira ou usar uma composteira externa. Essas são as considerações escolhidas:

- Não foi considerada uma mudança de alimento ao longo do ano, pois é incerto qual tipo de alimento e a quantidade que chega.
- As emissões da composteira correspondem a dados experimentais produzidos pela Embrapa Solos no Rio de Janeiro (INÁCIO et al., 2012), sendo os dados que se ajustam mais à realidade do caso. Nesta análise usaram-se leiras estáticas de 32 t. A proporção da mistura dos resíduos foi 63% (27%) de restos de comida; 22% (36%) de esterco de cavalo; 15% (37%) de aparas de grama, em massa fresca (massa seca, entre parênteses). O período considerado de compostagem foi de 204 dias.
- Não foi considerada mudança na pegada da compostagem entre inverno e verão, por indisponibilidade de dados.
- Como o local é pequeno, uma composteira instalada no mesmo não daria vazão para os resíduos gerados, logo foi considerada um transporte de coleta de resíduos e uma distância de 12 km, que é a distância entre o Refetório e a central da COMLURB do Caju, onde existe o tratamento de compostagem..
- As emissões da composteira são um cálculo conservador: apenas refletem o gás metano emitido (CH₄) como resultado da degradação anaeróbica, não refletem

benefícios tais como substituição de fertilizantes químicos pelo adubo natural do *compost* obtido. Por outro lado, na avaliação ambiental decidiu-se fazer um corte (*cut-off*) dos outros elementos de entrada na composteira (esterco, grama), pois são considerados resíduos oriundos de outros processos.

Observa-se nos resultados da Tabela 20 que há diferença entre um mês de verão e um mês de inverno, a tal ponto em que no verão as emissões da operação superam os benefícios pelo alimento recebido por doação. Por outro lado, se o resíduo gerado no restaurante fosse destinado a uma composteira (no mesmo local) as emissões evitadas seriam maiores (quase o dobro) e inclusive no caso do verão haveria um balanço de impacto evitado (valor negativo).

Tabela 20. Resultados das emissões de GEE em quatro cenários: inverno/verão e sem/com composteira

Emissões GEE mensais (kg CO₂-eq)	Cenário de referência: julho (inverno) sem composteira	Cenário de verão: fevereiro, sem composteira	Cenário Inverno com composteira	Cenário verão com composteira
Alimento doado	-7.290	-7.290	-7.290	-7290
Alimento comprado	1.796	1.796	1.796	1.796
Materiais limpeza	507	507	507	507
Tratamento resíduos	3.326	3.326	2.116	2.116
Energia, água e gás	641	2.149	641	2.149
Total	-1.019	488	-2.229	-722

5.2.6.2.2. Resultados anuais

Esta estimativa foi feita como um balanço geral das emissões anuais para observar se a pegada negativa dos meses de inverno compensa a pegada positiva dos meses de verão.

Ela foi feita a partir de dados das leituras de consumo de água, gás natural e eletricidade desde outubro de 2016 até julho de 2017 (10 meses), extrapolado para 12 meses. Como

estão faltando dados de agosto e setembro para completar 1 ano, e são meses entre inverno-primavera, pode-se considerar que esses meses tem consumo dentro da média e não em um dos extremos. Os resultados encontram-se na Tabela 21 e pode-se observar que ao longo de um ano, com as flutuações de insumos que tem sazonalidade, o balanço ainda é positivo: deixa-se de emitir mais do que se emite. As emissões evitadas no Refettorio são de 3,67 t CO₂-eq/ano.

A mesma análise foi feita também com o cenário de uso de uma composteira, a fim de avaliar o impacto que teria ao longo de um ano. Conclui-se que seriam evitados quase 15 t CO₂-eq/ano a mais.

Tabela 21. Resultados anuais, com e sem composteira

Emissões GEE anuais (kg CO₂-eq)	Cenário de referência	Cenário com composteira
Alimento doado	-87.478	-87.478
Alimento comprado	21.551	21.551
Materiais limpeza	6.086	6.086
Tratamento resíduos	39.914	25.393
Energia, água e gás	16.259	16.259
Total	-3.668	-18.189

6.2.6.2.3. Potenciais teóricos e reais evitáveis

Dessa ação de prevenção de PD pode se extrair um dado útil para empreendimentos futuros e novos estudos: o potencial de alcance de uma ação de prevenção, seguindo a ideia proposta por CRISTÓBAL et al. (2017), mas sem utilizar os mesmos índices que eles sugerem. Segundo informado pela Benassi ao pessoal do RG, eles movimentam 7000 toneladas de alimento por mês, dos quais aproximadamente 5% está em más condições para venda, e tenta-se revender, doar ou descartar. Suponhamos que esses 5% seja o potencial teórico de prevenção de PD da Benassi, ou seja 350 toneladas de alimento por mês. Eles conseguem doar de fato para o Refettorio cerca de 4-5 toneladas por mês e, como analisado neste estudo, apenas 32% desse total é efetivamente aproveitado.

Na Tabela 22 pode-se observar que, desse potencial de 5% evitável na Benassi, ou seja, 350 toneladas, o RG só absorve uma pequena parte, que representa 1,26%. Portanto a Benassi poderia implementar outras pequenas soluções para tentar minimizar essas PD que representam 5%. Eles já tentam minimizar ao máximo o desperdício com a relação de comunicação entre fornecedores e clientes, outras ONG que recebem doações e revenda no mesmo CEASA. Mesmo assim, é interessante observar como uma ação como o RG absorve só uma pequena parte.

Tabela 22. Potenciais teóricos e reais evitáveis de PD na Benassi e na ação de doação para o RG

Item	Quantidade total de alimento na Benassi	Potencial teoricamente evitável na Benassi	Ação de doação para o RG (potencial teoricamente evitável)	Ação de doação para o RG (potencial evitado real)
Quantidade em toneladas	7000	350	4,4	1,4
Porcentagem respeito ao total Benassi	100%	5%	0,06%	0,02%
Porcentagem respeito ao potencial teórico da Benassi	-	100%	1,26%	0,4%
Porcentagem respeito ao potencial teórico do RG	-	-	100%	32%

CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES FUTURAS

6.1. Conclusões do capítulo 3 – Revisão da literatura

Quanto à ACV e PD foram destacados os principais aspectos metodológicos com que um praticante de ACV pode se deparar, para poder depois recomendar os principais cuidados e escolhas metodológicas. Mesmo existindo já algumas revisões bibliográficas em forma de artigos científicos, esta tese traz uma discussão mais ampla e reúne todas essas referências em uma só, o que resulta em uma contribuição atualizada. A intenção era ser o mais abrangente possível e isso faz com que possam passar alguns detalhes sem serem tocados. Ressalta-se que se trata de revisão de literatura em uma temática inovadora com poucos casos práticos ainda existentes. Acredita-se muito no caso a caso, nenhuma ACV é igual, e portanto generalizar é um desafio: construir um guia metodológico também passa por ter trabalhado muitos casos práticos que levem o pesquisador a um conhecimento maior da ferramenta e a aplicar todos os cuidados possíveis antes de aplicar a ACV.

O foco não foi tanto na parte de quantificação de perdas evitáveis e não evitáveis. Isto faz mais parte de um estudo de caracterização de resíduos, envolvendo toda uma metodologia mais prática (trabalho de campo) do que teórica ou de cálculo (estudos de ACV). Portanto, tocar nessa parte mais profundamente também ficou um pouco fora do escopo da tese, simplesmente para manter o foco na metodologia da ACV propriamente dita. É claro que a ACV tem que se beneficiar destas metodologias de coleta de dados para aprimorar os ICVs, e isso é um desafio que fica pendente.

Por último, foram mapeadas ações de prevenção ao redor do mundo para estabelecer um vínculo e um entendimento sobre estas e os principais conceitos de ciclo de vida: em qual fase estas ocorrem, como poderiam afetar em mudanças sociais, ambientais e econômicas, e quais tipos de ações são encontradas. A intenção inicial foi também a de quantificar os impactos das ações e se ter uma referência comparativa, mas eram poucas as ações que informavam de algum dado quantitativo, e pelo tanto este objetivo teve que ficar fora do escopo. Porém, seria muito interessante se ter um banco de dados de ações que possa informar sobre os impactos potenciais quantificados para informar a tomadores de decisão e agentes da CSA.

6.2. Conclusões do capítulo 4 – Ferramenta de ACV para avaliar os impactos ambientais oriundos do desperdício e da prevenção

Foi feita uma proposta de ferramenta de cálculo para padronizar a inclusão de PD em todo ACV relacionado ao setor alimentício, que trata a cadeia de valor do alimento; além de padronizar a fase de AICV dos benefícios de uma ação de prevenção de PD.

A primeira parte da ferramenta foi mais um resumo das recomendações metodológicas que se obtiveram depois de fazer a análise e discussão da revisão da literatura. Isso traz resumidamente um pequeno guia auxiliar para quem quer especificamente tratar de ACV de PD e prevenção de PD, inovação desta tese.

A segunda parte também é inovação e é a primeira vez que se descreve uma seqüência de cálculo para ser aplicada em casos práticos. Dentro desta parte, também se desdobra em duas possibilidades: a primeira, que avalia as PD acumuladas e impactos ambientais acumulados em certo alimento ou cadeia alimentar, e que pode ser aplicada por qualquer praticante de ACV que lide com produtos alimentícios. Esta parte prática da ferramenta vai trazer um melhor entendimento do impacto relativo atribuído às PD, ao mesmo tempo que vai avaliar corretamente a inclusão desses impactos, atualmente subestimados neste tipo de estudos. É um método simplificado, porém, suficientemente consistente para motivar outros usuários de ACV de alimentos a incluir nos seus estudos a avaliação de PD. A segunda parte da seqüência de cálculo, relacionada com prevenção de PD, necessariamente depende da primeira parte, dada a dependência de um cenário de referência. Este cenário de referência é construído na primeira parte desta ferramenta, de forma a ser comparável em termos de impactos evitados.

Devido à falta de guias sobre como lidar com PD na ACV, assim como lidar com benefícios de prevenção nos ACV, esta tese propõe uma metodologia a partir de um cálculo básico e simples, que poderá ser um pilar de um guia mais abrangente. Uma vez examinada a complexidade das PD, fica evidente que são precisas muitas outras especificações que dependem das características de cada caso em particular e que não podem ser abraçadas todas em uma padronização.

As limitações detectadas nesta ferramenta nos trazem dicas sobre como seguir em frente neste campo de pesquisa: uma delas é a limitação intrínseca ao modelo atribucional, outra é a falta de dados na literatura sobre o que é evitável ou não-evitável, assim como um melhor consenso sobre a sua definição, necessária para determinar os potenciais de prevenção. Um guia mais aprofundado iria incluir exemplos de cálculo com potenciais de prevenção e os seus impactos adicionais, já que devem ser estudados caso a caso. Outra expansão possível do método é para o modelo consequencial, para poder ser aplicado em casos de mudanças a grande escala (em nível de país ou vários países).

Outra limitação da ferramenta é que não necessariamente pode ser aplicada para todos os casos de prevenção: a intenção foi essa, mas cada estudo de caso é diferente e talvez precise de outras peculiaridades que não foram contempladas. A ferramenta só é válida para casos em que existe um caso de prevenção na fonte geradora (a não geração ou diminuição de resíduo), e não válida para casos de reutilização ou reuso (fazer uma realocação de um fluxo de alimento de um estágio da cadeia para outro). Quando tentou se aplicar a ferramenta para os casos práticos da tese observou-se que a realidade prática torna-se muito mais complexa. A ferramenta foi boa para sintetizar cálculos e poder fazer simulações de mudanças na cadeia alimentar (o formato excel fica útil para isso), e serve como base para comparação de cenários simples ou para desenvolver uma ferramenta mais complexa.

As oportunidades de aplicação da ferramenta são para tomada de decisão de políticas públicas ou estratégias privadas de prevenção de desperdício. O raciocínio é que com a ferramenta podem-se prever os efeitos das ações tanto nas etapas prévias como posteriores da CSA. Por exemplo, é possível avaliar uma ação de prevenção de PD de forma a avaliar sua performance antes de sua aplicação na prática, determinando se essa ação é melhor do que tratamento de fim de vida ou outras formas de gerenciamento. Também é possível comparar diferentes ações de prevenção para encontrar a melhor maneira de colocar esforços de prevenção de PD, a fim de obter maiores benefícios ambientais. Em outras palavras, os resultados serviriam como *entrada* para análises custo-benefício, com o objetivo de identificar uma solução ou uma ação de prevenção em que os benefícios ambientais são otimizados e os custos são minimizados.

6.3. Conclusões do capítulo 5 – Casos práticos

A intenção foi a de aplicar a ferramenta desenhada no capítulo 4, mas a realidade é mais complexa. Os casos práticos deram bastantes dicas para inserir na metodologia do capítulo 3, tornando o processo da elaboração da tese iterativo. A revisão da bibliografia serviu para alimentar a aplicação prática e esta para munir de informações a metodologia. Afinal de contas, os casos práticos aplicam os conceitos básicos de toda ACV com os aprendizados obtidos do capítulo 3 e 4, e os dois estudos tem objetivos diferentes, avaliações diferentes e metodologia de cálculo diferente.

Um terceiro caso prático ficou fora do escopo e objetivos da tese por falta de engajamento com o fornecedor de dados, mas teria sido muito interessante de se incluir, devido a se tratar de um caso na produção primária (agricultura) e se destacar por diferença com os casos práticos dos restaurantes.

6.3.1. Restaurante a quilo e restaurante universitário

Este estudo trouxe resultados numéricos da quantidade e tipologia de desperdício em dois restaurantes do campus Fundão (UFRJ), assim como os potenciais evitáveis. Também foram observadas as diferenças entre o funcionamento dos dois: um restaurante a quilo e um restaurante universitário. As PD acumuladas ao longo da CSA por kg de alimento consumido foram maiores no restaurante a quilo, assim como também foram maiores as emissões de GHG das PD para este restaurante.

Em comparação com a situação atual (jogar os resíduos orgânicos no lixo, que são destinados em aterro sanitário), o potencial de prevenção do restaurante universitário é de redução de 14,1% nas emissões de GEE, e do restaurante a quilo, redução de 9,6%. Infelizmente não foi aplicada nenhuma ação de prevenção para poder estimar os potenciais reais de prevenção. Esses percentuais mostram o potencial teórico, se fosse possível prevenir 100% das PD evitáveis.

Fica em evidência a diferença entre UF usada e os significados e interpretações que ela dá. Foi possível avaliar as diferenças entre os dois restaurantes graças ao uso de diferentes UF (relação com composição do menu, relação com potencial de PD evitáveis). Dependendo da estratégia de redução ou prevenção de desperdício que se

tenha, será mais conveniente usar uma UF diferente. Também foi demonstrada a importância de se avaliar as PD agregadas ou acumuladas ao longo da CSA, tanto neste estudo quanto em estudos anteriores. Os resultados podem variar muito, logo esse é um fator crucial que não pode ser desconsiderado nas análises.

Para refinar esse estudo ou outros parecidos recomenda-se, se possível, obter uma melhor composição do resíduo evitável e do não evitável, por meio de análise gravimétrica, já que este costuma ser um dado incerto e pode alterar significativamente os resultados. Também poderia ser completada a análise de ICV com dados primários de eletricidade, água e gás natural. Neste estudo utilizou-se dados da literatura.

Um fator que pode fazer variar os resultados é o fator das PD usado da FAO que agrupa as perdas de processamento industrial e de cozinha juntos. A ordem na CSA com o uso deste fator fica alterada. Recomenda-se obter dados de PD de processamento na indústria separados de processamento em cozinha, já que acontecem em dois momentos diferentes dentro da CSA, o que pode alterar os resultados de uma ACV de PD em benefício dos alimentos processados industrialmente.

Algumas melhorias no estudo poderiam ser feitas em havendo disponibilidade de dados locais (no Brasil), por exemplo: emissões de GEE da produção de alimentos, dados ambientais sobre processamento industrial de alimentos, dados de PD para diferentes grupos de alimentos. Outros desafios que se propõem são avaliar outros indicadores ambientais (uso da água, uso do solo, por exemplo) e avaliar uma UF que contenha o valor nutricional.

6.3.2. Refetório Gastromotiva

Nesta avaliação custo-benefício do RG foram analisadas as emissões de GEE para observar se vale a pena o empreendimento em nível ambiental. Em nível social, faz-se um trabalho de alimentar pessoas com necessidade, mas essa avaliação ficou fora do escopo.

Contabilizando só a operação do empreendimento foi observado que as emissões são negativas, ou seja, se evita mais do que se emite no decorrer de um ano, com as flutuações de uso de energia que existem entre o pico do inverno e do verão. Mesmo

assim, um monitoramento mensal deveria ser feito com os dados reais de alimento doado e comprado para poder confirmar essa afirmação com mais firmeza. Uma análise mais exaustiva deveria também compreender o custo ambiental da construção (adaptação) do empreendimento, que ficou deixado fora de escopo. A inclusão do custo ambiental do empreendimento poderia avaliar em quanto tempo o investimento inicial de capital material (obra, construção, etc) demora para ser compensado ao longo da operação do mesmo. Uma outra análise possível seria avaliar se as pessoas que se alimentam no Refettorio tem a oportunidade de ter acesso à alimento de outra forma (seja por doação ou compra). Não foi feita nenhuma entrevista ou enquete com os convidados, mas isso daria um maior detalhe sobre os benefícios ambientais, dado que a doação pode substituir outros produtos comprados, e isso se reflete no produto evitado.

O objetivo foi o de ver se a ação contra o desperdício alimentar de fato tinha um impacto ambiental positivo, em relação à não existência do restaurante e do cenário anterior: jogar todo o alimento da Benassi (CEASA) no aterro sanitário. Mas outro tipo de análise ainda é possível: avaliar os potenciais de PD evitáveis e não evitáveis dentro do restaurante para ver se ainda é possível reduzir essa pegada, aproveitando ao máximo o alimento.

Quanto ao resultado do alcance da ação de prevenção do RG em comparação às PD da Benassi, foi observado que o impacto do RG é muito pequeno: erradicar as PD da Benassi, que apenas representam 5% em massa da movimentação de alimento, seria equivalente a construir cerca de 80 outros Refettorios na cidade do Rio de Janeiro. Mesmo que o raio de alcance da ação pareça pequeno, foi comprovado na análise ambiental que em termos de GEE vale a pena operar um restaurante nessas condições. Corrobora-se então a afirmação de que não se pode avaliar o sucesso de uma ação de prevenção apenas com as quantidades de alimento evitado: deve-se também que se comparar os impactos. Então cabe fazer mais análises para observar em termos de escala se valeria a pena a construção e operação de mais Refettorios na cidade e de qual escala de operação (número de trabalhadores, espaço da cozinha, número de refeições servidas). Também cabe fazer outras análises com outras ações que possam ser aplicadas na Benassi para observar qual delas tem maiores benefícios ambientais e sociais em comparação com o RG.

6.4. Conclusões do Apêndice 1 – Revisão bibliográfica sobre o desperdício de alimentos no Brasil

Após ter feito uma pesquisa extensa acerca de PD no Brasil, e também de ter assistido aos últimos seminários no Rio de Janeiro que retrataram o panorama (Embrapa Guaratiba, FIRJAN e Seminário Sem Desperdício), que reuniram os principais atores brasileiros e que podem aportar as informações mais atualizadas sobre a temática, conclui-se que o Brasil não dispõe atualmente de um banco de dados sobre PD. A percepção que se tem é que existe muito debate sobre o assunto mas pouca ação efetiva.

A perspectiva futura, informada no último *Seminário Sem Desperdício*, é de começar a mapear dados sobre PD no consumidor final (lares) obtendo resultados já em 2018, mas ainda não se vislumbra o esforço de mapear a CSA como um todo. Se o país e os atores relevantes não juntarem os esforços para tornar isso uma realidade, a geração de um panorama atual em forma de dados fica comprometida. Portanto, dificultam-se muito mais as pesquisas de impacto ambiental e a possibilidade de melhorar o sistema através do seu mapeamento e conhecimento. Outros países que já fizeram um extenso mapeamento de dados de PD agora podem trabalhar em cima desses dados para não somente fazer estudos de impacto, mas também traçar metas reais e embasadas. Alternativamente, continuaremos a andar às cegas e a fazer estudos brasileiros com dados internacionais, o que é desmotivador e pouco desejável.

Mesmo assim, também nos últimos anos tem crescido o número de negócios de impacto social e ambiental relacionados com o combate ao desperdício de alimentos no Brasil, seguindo a tendência global, o que constitui um ponto positivo. Acredita-se que essa é a nova geração de negócios de empreendedorismo, que retrata uma nova economia mais circular.

6.5. Conclusões gerais e recomendações futuras

De forma geral, os objetivos propostos dentro da tese foram alcançados, mesmo dentro das limitações já apresentadas. Neste sentido, a primeira recomendação futura para próximos trabalhos dentro da mesma área é aprimorar as limitações aqui citadas. É

lógico que os objetivos foram revistos ao longo do desenvolvimento da tese, sempre se adequando às possibilidades factíveis.

Além das recomendações de melhoria que foram descritas para cada capítulo, nas quais se abrem muitas possibilidades, tanto neste campo de pesquisa como em campos relacionados, pensa-se em aproveitar a produção desta tese para futuras avaliações. Tendo em vista as oportunidades que o Brasil tem se mapear dados de PD em todas as fases do CSA, esta tese fornece várias ferramentas prontas para um futuro próximo. Com dados sobre PD no Brasil, poderia-se aplicar este passo a passo, de forma análoga ao que foi feito recentemente na Europa (CRISTÓBAL et al., 2017):

- Avaliar e classificar as ações de prevenção pensadas pelos especialistas e mapeados nesta tese na seção 3.5.1, dentro do ciclo de vida, como feito na seção 4.5., avaliando seus impactos potenciais (ambientais, sociais e econômicos);
- Quantificar esses impactos potenciais das ações e fazer uma avaliação seguindo a ferramenta proposta no capítulo 5, juntando os dados de PD no Brasil. Esta avaliação poderia ser mais complexa e incluir os critérios sociais e econômicos em uma avaliação multicritério;
- Ordenar (*rankear*) as ações de prevenção propostas a serem feitas no Brasil com base nos critérios estabelecidos e traçar metas em nível municipal, estadual e federal, dependendo da abrangência das ações, para atingir a diminuição de impactos ambientais e o aumento de benefícios sociais e econômicos.

APÊNDICE 1: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA SOBRE O DESPERDÍCIO DE ALIMENTOS NO BRASIL

A1.A1.1. Contexto histórico e atual

CARMO (1996 apud MAGER, 2000) realizou um trabalho sobre o Sistema Agroalimentar no Brasil, no qual analisa os papéis que historicamente a agricultura vem cumprindo no desenvolvimento econômico e ressalta que as políticas de produção e abastecimento sempre ficaram em segundo plano, pois as prioridades sempre foram para as políticas voltadas ao combate à inflação. O esgotamento dos instrumentos tradicionais de política agrícola, notavelmente da política de crédito rural (início dos anos 80) e da política de preços mínimos (declinante a partir de 1985), ocorrem em um quadro mais amplo, em que o setor agrícola vem paulatinamente perdendo sua importância nas políticas públicas. A falta de perspectiva em se ter uma política agrícola mais consistente cria uma situação que justifica o aumento da preocupação com as perdas (REZENDE, 1992 apud MAGER, 2000).

REZENDE (1992, apud MAGER, 2000), analisando os dados demográficos e de oferta de alimentos, no período de 1980 a 1991 em Minas Gerais, constatou que o crescimento demográfico ocorria a taxas ainda elevadas, paralelo a uma tendência histórica de redução da disponibilidade de alimentos. Para ele, esta situação justificaria a preocupação com a questão das perdas agrícolas. No entanto, CARMO (1996, apud MAGER, 2000) constata que:

“nas últimas décadas, o produto agropecuário brasileiro caracterizou-se por um crescimento elevado e também por um grau de diversificação compatível com a expansão do mercado interno e os estímulos do comércio internacional. O desempenho da agricultura brasileira nos últimos 30 anos tem sido, no geral, altamente satisfatório, com taxas médias de crescimento do produto agrícola bastante superiores ao aumento da população”.

Assim, verifica-se um cenário de decréscimo da importância do setor agrícola no país em função de uma instabilidade econômica que gera uma maior preocupação com a inflação, fato este que causa fome e perdas agrícolas; a população vem crescendo junto ao mercado agropecuário, que se expande tanto nacionalmente quanto internacionalmente. Entretanto, a fome e as perdas ainda são problemas a serem erradicados.

O Brasil é o quarto produtor mundial de alimentos, produzindo 25,7% a mais do que necessita para alimentar a sua população (INSTITUTO AKATU, 2003, 2012). De toda essa riqueza, grande parte é desperdiçada. Mas não é só a superprodução que gera o desperdício. No país, aproximadamente 39 mil toneladas de comida são convertidas em lixo por dia. Sob o aspecto econômico, isso representa uma perda de R\$ 12 bilhões anuais. O Brasil é o 6º país do mundo no *ranking* da subnutrição, com milhares de pessoas em situação de insegurança alimentar (EDINGTON, I. et al., 2013).

A segurança alimentar envolve quantidade e qualidade nutricional dos alimentos. Esse conceito começou a emergir nos anos 90 e foi evoluindo, atualmente também envolve a vertente ambiental (FREIRE, 2016). O Brasil, graças a esforços de pesquisa agropecuária e a programas sociais como o Bolsa Família, saiu do mapa da fome da FAO em 2015, no qual constam países com índice de insegurança alimentar grave acima de 5%. A insegurança alimentar grave foi reduzida de 7%, em 2004, para 3% segundo pesquisa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) realizada em 2013.

Por um lado, o país ainda possui 22,6% da população enfrentando algum estágio de insegurança alimentar, dado que ressalta o dilema moral do desperdício diante da escassez de muitos (EMBRAPA, 2016). Por outro lado, a quantidade de perdas e descarte alimentar (principalmente de grãos, hortaliças e frutas) é tão alta que seria suficiente para garantir a segurança alimentar. Nesse contexto, destaca-se que outros programas sociais importantes foram o programa Mesa e o Projeto de Combate à Fome, ou Fome Zero. Este último consiste em um conjunto de programas implementados pelo Governo Federal em 2003, cujo objetivo foi garantir o direito humano à alimentação adequada (FAO, 2015a) e defender um processo massivo de distribuição de terras como política estrutural de desenvolvimento (INSTITUTO AKATU, 2012). Dentro das linhas de trabalho, existem várias diretrizes a fomentar um consumo mais responsável e redução de desperdícios tais como:

- Impulso à comercialização direta dos produtos da agricultura familiar;
- Assistência alimentar por meio do acesso a produtos hortifrutigranjeiros, com preços pré-fixados e fiscalizados, para pessoas de baixa renda;
- Impulso à agricultura urbana por meio de hortas escolares e comunitárias, que reduzem a distância entre o local de produção e o consumidor final;

- Educação para o consumo a partir de palestras e oficinas, difusão de material didático em refeitórios escolares, institucionais e populares;
- Reciclagem e aproveitamento de alimentos sujeitos a rejeito através de um banco de alimentos;

Estas ações contribuíram para a alimentação de muitas pessoas, com produtos nutritivos de boa qualidade; para a obtenção de doações e de consciência sobre o desperdício; para a redução de perdas por manuseio e triagem, assim como no estabelecimento de preços justos, emprego e renda para as pessoas. Apesar disso, ainda falta desenvolver mais pesquisa e estratégias para aprofundar o entendimento público entre a diferença entre data de consumo preferencial e data de validade, por exemplo (FAO, 2015a).

Um outro órgão público no Brasil que zela pela segurança alimentar é a Embrapa em Guaratiba (RJ). A Embrapa foi criada em 1973 com o objetivo de realizar pesquisa no setor agropecuário no país. O Centro de Tecnologia de Alimentos da Embrapa Agroindústria procura a sustentabilidade agrícola por meio da adição de valor aos produtos primários e do aproveitamento dos resíduos da agroindústria para o consumo humano. As áreas focais do Centro são a segurança e qualidade dos alimentos durante a pós-colheita. No entanto, a pesquisa voltada para redução de perdas é orientada às técnicas de manejo e pós-colheita, a aumentar a vida útil do produto, ao *design* de embalagens inteligentes e ao desenvolvimento de alimentos funcionais e coprodutos a partir da recuperação de desperdício. Já se trabalhou com o aproveitamento da banana, de papaia, maracujá, leite, tilápia e uva (FAO, 2015a).

A1.2. Causas do desperdício ao longo da cadeia do alimento

O desperdício no início da cadeia de alimento é mais comum em países subdesenvolvidos, que lidam com baixo aporte tecnológico no manejo das lavouras, carência de estrutura para estocagem da produção e infraestrutura inadequada para escoamento das safras. Já em países de média e alta renda, a maior contribuição para o desperdício parte do consumidor. Porém, mesmo no contexto da classe média baixa, o desperdício pode ocorrer por fatores culturais, como o gosto pela abundância à mesa, compras excessivas, armazenamento inadequado do alimento ou mesmo desinteresse pelo consumo das sobras (EMBRAPA, 2016).

A seguir, são expostas, mais detalhadamente, as causas do desperdício de alimentos no Brasil ao longo da cadeia de valor do alimento. Os dados encontrados se referem sobretudo a alimentos perecíveis específicos: legumes, hortaliças, frutas. Não foram encontrados dados referentes a outro tipo de alimentos, no que se refere às causas.

A1.2.1. Desperdício no campo

Na primeira etapa, o desperdício deriva de colheita inapropriada, entre outras causas, como ataque de pragas, doenças e desastres naturais. Após a colheita, o produto que estraga rapidamente é geralmente manuseado de forma rudimentar, o que acarreta danos físicos e deteriorações fisiológicas e patológicas (EMBRAPA, 2016).

O que se verifica atualmente no Brasil é que muitos produtores da agricultura familiar não possuem equipamentos para classificação, padronização e embalagem para frutas e hortaliças frescas. Os grandes produtores que possuem *packinghouse*, muitas vezes apresentam equipamentos obsoletos, que podem ser danosos aos produtos e contribuem para o desperdício pós-colheita. Além disso, não há treinamento sistematizado dos empregados para manuseio das cargas, para classificação e embalagem corretos. Faz-se necessário, logo, financiamento para aquisição de equipamentos que contribuam para manutenção da qualidade e segurança alimentar dos produtos hortifrutícolas. É imperativo também que haja um programa de treinamento dos manipuladores nas *packinghouses* para que não se aumente o percentual de desperdício pós-colheita por falhas humanas na manipulação dos produtos (EMBRAPA, 2015).

Muitas vezes, as propriedades produtoras de hortaliças não têm uma boa infraestrutura, sendo a colheita manual, que pode “machucar” o produto. Além disso, os produtos podem ficar expostos ao sol, ao vento, etc. Tal fato se relaciona à agricultura pequena e familiar. O desperdício em grandes propriedades ocorre por outras causas: a colheita mecanizada também pode danificar o produto. Outro fator que influencia é a grande exigência de padrões estéticos dos produtos por parte dos clientes ou consumidores finais (LANA, 2014).

A1.2.2. Desperdício pós-colheita

A área pós-colheita no Brasil mudou muito nas últimas décadas. O que antes era uma comercialização mais local, diretamente entre os produtores e os consumidores virou uma grande necessidade de deslocar produtos pelo país inteiro, devido ao deslocamento da população para morar nas grandes cidades (80% da população brasileira hoje em dia mora em grandes cidades) (LANA, 2014).

O desperdício pós-colheita dos produtos hortifrutícolas ocorre de forma quantitativa e qualitativa desde a colheita até o consumo final. Este pode variar bastante entre os produtos hortifrutícolas, as áreas de produção (mais ou menos tecnológicas) e as estações do ano. As estimativas de desperdício pós-colheita nos países em desenvolvimento apresentam enorme variação, podendo chegar até 50% ou mais (FAO, 2014; EMBRAPA, 2015). Segundo SILVA (1984 apud MAGER, 2000), os hortigranjeiros têm como uma das principais características a excessiva perecibilidade, sendo geralmente produtos muito sensíveis a temperaturas elevadas. Contribui ainda para agravar este quadro de desperdício excessivo o fato desses produtos percorrerem grandes distâncias e sofrerem um excessivo manuseio durante o processo de comercialização. Tais fatores causariam uma desidratação mais rápida dos produtos e aumentariam a probabilidade de ocorrência de danos físicos.

Nas etapas pós colheita, o desperdício é oriundo do uso de embalagens inadequadas, deterioração dos produtos, excesso de produtos nas embalagens, transporte impróprio, não uso de refrigeração, desconhecimento de técnicas de manuseio, disponibilização inadequada nas gôndolas, excesso de toque nos produtos pelos consumidores, produtos que não atendem às exigências dos consumidores e resíduos descartados pelos consumidores (alimentos não consumidos pelos compradores) (EMBRAPA, 2015, 2016). O desperdício pós-colheita pode ser classificado como fisiológico (ex.: amadurecimento), por injúria mecânica (ex.: armazenamento em caixas inadequadas) ou fitopatológico (ex.: ataque por microrganismos) (EMBRAPA, 2016). Dentre essas causas de desperdício ao longo da cadeia, apresentam-se alguns problemas que são comuns em várias etapas: logística, falta de cooperativismo e embalagens. A seguir, explicam-se essas etapas e, por fim, serão detalhadas as etapas pós-colheita (transporte, atacado, varejo e consumidor final).

- Logística: os produtores podem produzir grandes quantidades de frutas e hortaliças de boa qualidade. Entretanto, se a logística de padronização, distribuição e

comercialização dos produtos não for adequada, os produtos chegarão aos mercados atacadistas, varejistas e ao consumidor final em condições inadequadas, já com elevado percentual de desperdício (EMBRAPA, 2015).

- Falta de cooperativismo: percebe-se que deve haver maior incentivo ao cooperativismo para comercialização de frutas e hortaliças por parte dos pequenos produtores e agricultores familiares, uma vez que o mercado atacadista e varejista é bastante cartelizado. As vantagens do cooperativismo ou associações na comercialização são: proporcionar locais centrais para embalagem, classificação e padronização dos produtos colhidos; compra de suprimentos e materiais de embalagem em quantidades maiores com preços mais competitivos; local apropriado para armazenamento dos produtos colhidos, mantendo a qualidade dos mesmos e facilitando a logística de distribuição para os mercados atacadistas e varejistas (EMBRAPA, 2015).
- Embalagens: na análise da literatura que MAGER (2000) realizou, a maioria do desperdício está relacionado a danos mecânicos. Uma das questões mais recorrentes em diversos trabalhos é quanto a inadequação das embalagens que predominam na comercialização, principalmente no caso da chamada caixa K (vide). Esta caixa de madeira apresenta vários tipos de problemas: é dificilmente higienizada e se transforma em um vetor de transporte de doenças, fungos e pragas para os alimentos; a sua aspereza e a sua estrutura e consistência fraca fazem com que os produtos fiquem machucados e as próprias caixas quebrem; e, em caso de chuva, ficam úmidas e podem gerar fungo. Ainda assim, essas caixas são reutilizadas, mesmo não estando em boas condições de uso, dado que a fiscalização é baixa (LORENZI et al., 2014). Também, NANTES (1998 apud MAGER, 2000) discute esta questão, ressaltando a altura excessiva, pois a caixa é, muitas vezes, disposta com a largura no sentido vertical, o que tem aumentado a ocorrência de injúrias mecânicas.



Figura 31. Caixa K de madeira. Fonte: CAIXA K (2018)

A portaria do governo sobre padronização de embalagens não resolveu a questão pois, além de referendar embalagens com dimensões impróprias, como é o caso da caixa K, somente regulamenta as dimensões externas. Além disso, o trabalho realizado pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento de São Paulo (SAASP) constata que grande parte das caixas não obedecem as normas governamentais, o que poderia ser interessante para se ter uma certa homogeneidade em relação a peso (1995 apud MAGER, 2000).

A Instrução Normativa Conjunta SARC/ANVISA/INMETRO nº9, de 2002 estabeleceu as exigências para as embalagens de frutas e hortaliças frescas especificando que: as embalagens podem ser descartáveis ou retornáveis. Se retornáveis, devem ser higienizadas a cada uso. Se descartáveis, devem ser recicláveis ou de incinerabilidade limpa. Devem ser medidas paletizáveis, isto é, o seu comprimento e a sua largura devem ser submúltiplos de 1 m por 1,20 m, a medida do palete padrão brasileiro (PBR). Devem apresentar a identificação e a garantia do fabricante. Devem ser rotuladas, obedecendo à regulamentação do Governo Federal (WATANABE, 2014).

As atuais caixas de madeira não apresentam as medidas externas paletizáveis, o que onera o custo na carga e descarga. O tempo de carga ou descarga manual de um caminhão é de duas horas e meia, enquanto com o uso de embalagem paletizável e empilhadeira o tempo é de 20 minutos. Caixas de madeira poderiam e deveriam ser lisas e paletizáveis, pois são resistentes e muito comuns no mercado (LUENGO; CALBO, 2006).

Uma pesquisa feita pela Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo (CEAGESP) avaliou a evolução do uso de embalagens na central de abastecimento para verificar a influência desta nova normativa para o abandono de caixa K. Entre 2004 e 2007, não houve muita mudança: a percentagem de embalagens de madeira passou de 58% para 50% (WATANABE, 2014). Ainda em 2012, a caixa de madeira continua sendo muito usada, sendo a intensidade de uso, no CEAGESP, de 37,8% para frutas; 72,1 % para verduras folhosas e 44% para legumes (LORENZI et al., 2014). As alternativas para essas embalagens são as de plástico e papelão. No entanto, como é observado, o uso da caixa de madeira ainda é muito alto, mesmo com a legislação tendo mudado.

Um estudo recente (SARAIVA, A. B. et al. 2016) avaliou, por meio da ACV, os impactos ambientais de uma nova embalagem especificamente desenhada para transportar manga brasileira, que consegue reduzir o desperdício na cadeia de suprimentos da manga. Esta embalagem, feita de polietileno de alta densidade reforçada com fibras naturais (resíduos de esponja natural), foi comparada a uma embalagem feita apenas com o plástico e outra de papelão comercial. Foi avaliado o número de reusos da caixa que compensariam ambientalmente os custos de produzi-la. Considerando só um uso, a maioria dos impactos ambientais da caixa são superiores aos da caixa de plástico e a caixa de papelão, devido ao uso de energia e aumento de uso de combustível na fase de transporte (pois a caixa tem maior peso). Para se transportar mangas dentro do Brasil, depois de 4 usos da caixa, as emissões de GEE ficaram inferiores às da caixa de papelão. Já pensando em transporte de mangas para Europa, esta compensação seria a partir de 29-35 usos, dependendo do conteúdo de fibras. O estudo não contempla na avaliação ambiental do desperdício, mas a solução da caixa reutilizável e específica para determinadas frutas pode ser mais benéfico ambientalmente do que as embalagens convencionais de um só uso.

A1.2.3. Desperdício no transporte

Em relação às estradas, o que se verifica no Brasil são estradas mal pavimentadas. Em se tratando de um país com dimensões continentais, transportar frutas e hortaliças que são altamente perecíveis em estradas ruins e caminhões sem refrigeração causam aumento substancial do desperdício nessa parte da cadeia produtiva. O que se verifica ainda é que são poucos os hortifrutícolas que são transportados sob refrigeração. A

maioria dos produtores não possui condições financeiras para transportar seus produtos em caminhões próprios e com refrigeração. O grau de controle governamental, especialmente sobre os preços de atacado e varejo de frutas e hortaliças frescas, é reduzido no Brasil. O governo brasileiro possui o programa de compra direta para merenda escolar de agricultores cadastrados no Ministério do Desenvolvimento Agrário, que contribui para que os pequenos agricultores e agricultores familiares tenham certo retorno financeiro pelo que foi produzido. Normalmente, o preço dos produtos hortifrutícolas é ditado pelo mercado, através da lei de oferta e demanda. Entretanto, muitas vezes os produtos hortifrutícolas apresentam qualidade inferior após passarem pelo mercado atacadista (Centrais de Abastecimento) e, em função do problema de infestação de vetores, pode haver insegurança alimentar (EMBRAPA, 2015).

A1.2.4. Desperdício no atacado e nas centrais de abastecimento

O mercado atacadista passou basicamente por quatro gerações: a primeira começou com os mercados tradicionais; eles aproximavam o varejo do produtor, mas isso não funcionou nas grandes cidades. Tenta-se atualmente preservar esse movimento, mas muito mais por razões culturais que pela praticidade. Nas cidades, esse sistema não é o mais eficiente. A segunda geração ocorreu no Brasil nos anos 70, quando o governo militar criou os CEASA (Centrais de Abastecimento de Alimentos dos Estados). A ideia era o próprio produtor levar o produto nesse local e vendê-lo. O que também não tem funcionado, pois as centrais de abastecimento são um intermediário e, em vez de dar puramente informações, especulam com o mercado. A terceira geração é a reinvenção dos CEASA, que tenta se atualizar com compras virtuais e começar a rastreabilizar os produtos. A quarta geração, que são os centros de distribuição informatizados, ainda não chegou ao Brasil, existindo alguns exemplos na Europa. Segundo Walter Belik, para fazê-la chegar ao Brasil, é necessário reformar os CEASA, agregando valor real a um produto de alta qualidade, em vez de simplesmente especular com o preço (BELIK, 2016).

Os mercados atacadistas do Brasil apresentam, em sua maioria, condições inadequadas de instalações para acondicionamento dos produtos hortifrutícolas. Há necessidade de investimentos em modernização das centrais de abastecimento no que se refere aos equipamentos e à limpeza dos boxes. A grande maioria dos boxes nas centrais de

abastecimento possui condições insalubres, com infestação de vetores, plataformas de carga e descarga inadequadas e falta de treinamento aos trabalhadores para manuseio das cargas. Muitas vezes, há superlotação de produtos; além disso, somente alguns boxes possuem câmaras refrigeradas para armazenamento, e na maioria das vezes há mistura de produtos em temperaturas distintas, podendo haver perda de qualidade e elevação dos percentuais de desperdício pós-colheita. Muitas das embalagens utilizadas nas centrais de abastecimento são inadequadas aos produtos acondicionados, contribuindo para elevar os percentuais de desperdício pós-colheita das frutas e hortaliças (EMBRAPA, 2015).

A1.2.5. Desperdício no varejo

Desde o ano 2000, a Associação Brasileira de Supermercados (Abras) realiza pesquisa sobre os principais geradores de desperdício no varejo brasileiro, em parceria como o Provar – Programa de Varejo da Fundação Instituto de Administração da Universidade de São Paulo (FIA) e a Nielsen. Nesse projeto, a Abras faz o levantamento e a consolidação dos dados coletados junto ao setor supermercadista. Fundado em maio de 2010, o Comitê Abras de Prevenção de Perdas tem a finalidade de organizar e compartilhar práticas que tornem mais eficiente a proteção dos recursos humanos e patrimoniais das empresas supermercadistas.

A pesquisa de perdas da Abras é publicada anualmente. Os dados de perdas se referem a qualquer tipo de perda econômica, incluindo furtos, e se expressam em percentual de valor monetário perdido (custo/faturamento líquido). No último relatório de 2015 (ABRAS, 2016), as causas de perdas em supermercados foram: furto externo, furto interno, erros administrativos, fornecedores, quebra operacional, erros de inventário e outros ajustes. A consolida a distribuição das perdas. As perdas por aparência e estrago seriam as chamadas “quebra operacional”. Do ponto de vista econômico, um furto é uma perda, mas do ponto de vista do desperdício, um furto não é analisado como uma perda alimentar, pois alguém irá se beneficiar do alimento. Os erros administrativos e de inventário também não podem ser contabilizados como desperdício, pois é apenas um erro de contagem e não um fluxo de alimento existente. Portanto, só a quebra operacional e as perdas dos fornecedores contabilizam para o desperdício de alimentos, como uma problemática social e ambiental (e não só econômica).

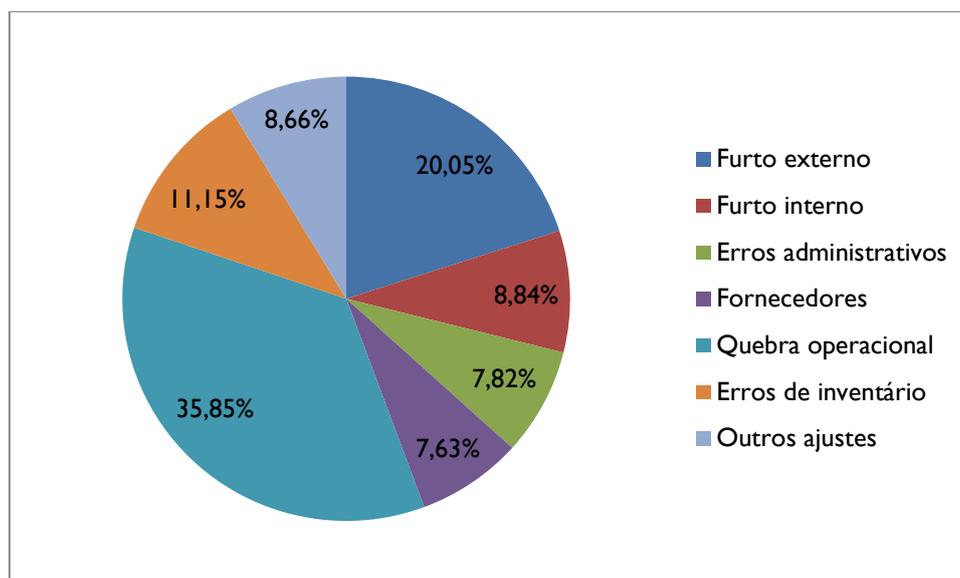


Figura 32. Causas de perdas em supermercados no Brasil (ABRAS, 2016)

Segundo o mesmo relatório da Abras, por volta de 66% das empresas entrevistadas possuem uma área de prevenção de perdas, dentro da sua gestão. Além disso, de acordo com as empresas entrevistadas (ABRAS, 2016), em média, do total das perdas identificadas, 17,81% foi devido a produtos com validade vencida. No ano anterior, em 2014, esse índice havia sido de 9,02%. Vale ressaltar que se trata uma resposta estimada por trabalhadores das empresas selecionadas, ou seja, um dado subjetivo que tem que ser considerado com cautela.

Outro dado interessante extraído da pesquisa da Abras (ABRAS, 2016) são os tipos de tecnologia empregados para prevenir as perdas. Dentre esses, pode-se destacar: os sistemas antifurto, incluindo circuito fechado ou circuito interno de televisão (CFTV) e alarmes de acesso, o uso de coletor de dados para realização de inventário, solução de monitoramento de frente de caixa, uso de coletor no recebimento e uso de *software* de monitoramento e acompanhamento das perdas, sendo que essas tecnologias visam por uma diminuição de perdas econômicas mais do que da perda do alimento, como visto acima.

A1.2.6. Desperdício no consumidor

Quando analisado o nível do consumidor, identifica-se planejamento de compra insuficiente e outras características comportamentais associadas à cultura de consumo como determinantes para o desperdício. A rotulagem e a embalagem também contribuem para o desperdício motivado, por exemplo, por compras de embalagens muito grandes ou difíceis de esvaziar (EMBRAPA, 2016).

A crescente exigência do consumidor e, por consequência, também do varejo tem levado ao descarte de alimentos, ainda na fazenda, por não suprir os padrões estéticos exigidos por algumas redes supermercadistas. As razões para o descarte de alimento apropriado para o consumo por motivos estéticos vão desde o peso e o tamanho até o formato e a coloração (EMBRAPA, 2016).

Segundo um estudo recente da Embrapa, Fundação Getúlio Vargas (FGV) e Universidade de Cornell, nos Estados Unidos, a preferência das famílias brasileiras pela abundância de comida aliada à aversão pelo consumo das sobras das refeições, gera desperdício de alimento e impacta negativamente nas tentativas de economizar nos gastos com alimentação. A pesquisa mostra que o hábito de comprar alimento em excesso e a conservação inapropriada são geradores de desperdício de comida em populações de baixa renda (PORPINO; PARENTE; WANSINK, 2015).

A pesquisa envolveu 20 famílias de baixa renda da zona Leste de São Paulo e fez parte de um projeto maior com coleta de dados também nos Estados Unidos. Os autores mostram evidências de que o desperdício de alimento também é um problema bastante presente em residências com orçamento familiar restrito. Eles ainda acrescentam: "alguns fatores que levam ao desperdício de alimento nas famílias brasileiras são culturais, como gostar de preparar e servir comida em abundância e não desejar reaproveitar as sobras das refeições" (PORPINO; PARENTE; WANSINK, 2015).

Uma tendência identificada na pesquisa é guardar sobras na geladeira, mas sem serem consumidas mais tarde. Às vezes, é simplesmente um mecanismo para mitigar a culpa imediata associada com o desperdício de alimentos. Até recentemente, associava-se o desperdício de alimentos a famílias com mais recursos. No entanto, os estudos encontraram evidências, tanto nos Estados Unidos quanto no Brasil, de que as famílias de baixa renda também desperdiçam quantidade considerável de alimentos (PORPINO; PARENTE; WANSINK, 2015).

No contexto de baixa renda, os autores salientam que estratégias tomadas pelas mães para economizar no orçamento com alimentação, como a preferência por embalagens de 5 kg, compra no atacado, a compra mensal abundante após receber o salário e o preparo diário da comida em casa, terminam por aumentar o desperdício sem economizar o que se pretendia. É o que o autor do estudo chamou de "paradoxo do desperdício de alimentos", por causa das limitações financeiras enfrentadas por essas famílias mais carentes.

Foram cinco os principais comportamentos identificados na mesma pesquisa que levam ao desperdício de alimentos: compra excessiva, preparo abundante, vontade de alimentar um animal de estimação, sobras não aproveitadas e conservação de alimentos inadequada. Muitos desses fatores poderiam facilmente ser evitados com simples mudanças na compra de alimentos, preparo e armazenagem. No entanto, segundo os autores, ainda faltam no Brasil iniciativas nacionais de educação nutricional. Um dos programas mais alinhados, nesse sentido, é o Bolsa Família, que tem obtido bons resultados no combate à fome, mas, segundo eles, ainda falta uma capacidade de integrar políticas públicas para alcançar melhores resultados, como, por exemplo, campanhas educativas contra o desperdício de alimentos.

A1.3. Quantificação de desperdício no Brasil

Existem ainda poucos estudos e dados que retratem o desperdício alimentar no Brasil, sem uma presença de órgão centralizador que monitore tais dados regularmente. Porém, algumas instituições já tentaram reunir dados quantitativos que expliquem o panorama brasileiro. Entretanto existe disparidade entre dados, seja pelo ano em que foram coletados, seja pela própria fonte consultada. Essa observação feita a partir da revisão da literatura é corroborada pela pesquisadora da Embrapa, Milza Moreira Lana, que afirma: “nós não temos mapeado [o desperdício] exatamente para todos os tipos de alimentos, não temos estatísticas recentes em termos quantitativos” (LANA, 2014).

O pesquisador e professor Walter Belik também afirma que não se tem dados específicos para o Brasil (BELIK, 2016). Alguns estudos constam, muito dispersos, na Embrapa, mas são isolados. A FAO trabalhou com dados gerais, mas eram médias da América Latina e Caribe, o que parece insuficiente (FREIRE, 2016). Nos últimos anos,

foram organizados três seminários no Rio de Janeiro acerca do desperdício de alimentos na cadeia alimentar, convidando palestrantes especialistas em cada elo da cadeia: um deles foi na Embrapa Hortaliças, em 2015, o outro na FIRJAN em 2016, e o último foi o Seminário sem desperdício, no Museu de Arte do Rio, em 2017, que também trouxe especialistas europeus (BELIK, 2016; BONJANIC, 2016; FREIRE, 2016; SAVE FOOD, 2017).

No discurso do seminário na FIRJAN, apesar de alguns dos palestrantes diferirem, é reconhecida a necessidade de trabalhar em conjunto: Murillo Freire, pesquisador da Embrapa, afirma que “falta uma rede de atores ou um grupo de pessoas que una os interessados em desperdício alimentar, pois ainda está muito solto” (FREIRE, 2016). Walter Belik sugere que a Embrapa deveria trabalhar junto com o IBGE para gerar dados e Alan Bonjanic, representante da FAO na América Latina, está interessado em fazer parceria para criar uma iniciativa brasileira de combate ao desperdício (BELIK, 2016; BONJANIC, 2016). Derivou-se desses eventos a criação da iniciativa brasileira SAVE FOOD BRASIL, no final de 2016, rede criada da FAO a partir dos mesmos palestrantes do evento na FIRJAN e que desencadeou o último evento em 2017 (SAVE FOOD, 2017).

Os primeiros estudos desenvolvidos sobre desperdício agrícola concentraram-se nas décadas de 60 e 70 e, em geral, estavam relacionados a uma preocupação com a disponibilidade de alimentos. Um dos principais estudos realizados foi desenvolvido pela Fundação João Pinheiro, sob a coordenação de João Batista Rezende em 1992 (MAGER, 2000). Foi realizada extensa revisão bibliográfica das pesquisas sobre perdas desenvolvidas no Brasil, visando a analisar as metodologias utilizadas, a confiabilidade dos dados estatísticos e o grau de generalização dos índices obtidos. Não foi possível acessar este estudo, mas apenas as suas análises através do trabalho de (MAGER, 2000).

As altas perdas na produção e comercialização agrícola em países em desenvolvimento têm sido apontadas em diversos estudos (CHITARRA, 1990; CARRARO, 1994 apud MAGER, 2000). No Brasil esses estudos têm sido raros, em grande parte por serem dispendiosos e precisarem de uma equipe multidisciplinar. Os estudos de desperdício de produtos agrícolas e, especificamente, os voltados à fase de comercialização, inserem-se em uma perspectiva de identificar as causas e os índices de perdas, visando

estabelecer ações que possibilitem a redução dos prejuízos ocasionados pelas perdas na agricultura (MAGER, 2000).

Outros autores têm realizado, nos seus estudos específicos, uma revisão bibliográfica dos estudos sobre desperdício alimentar realizados no Brasil, com o intuito de discutir a questão metodológica, que geralmente tem sido o ponto frágil destas pesquisas (MUKAI et al, 1986; UENO, 1974; CAIXETA, 1996 apud MAGER, 2000). Esses autores são unânimes em constatar que a maioria dos estudos pecam pela ausência de uma sistematização mais rigorosa. Em geral, as pesquisas devem-se mais a demandas específicas e interesses localizados de pesquisadores, sendo restritas também em termos de produtos e regiões pesquisadas.

Um estudo feito pela SAASP (1995 apud MAGER, 2000) constatou, como uma das principais limitações dos trabalhos realizados anteriormente, o fato de serem restritos à obtenção de balanço de disponibilidade. Já com respeito à questão dos coeficientes, os estudos pecam por não levarem em conta as transformações tecnológicas. Outra questão levantada como fator limitante diz respeito ao fato dos estudos de desperdício se restringirem à fase de comercialização e de serem obtidos somente de forma indireta.

REZENDE (1992, apud MAGER, 2000) identificou no passado diferentes objetivos nos trabalhos desenvolvidos até a década de 90: (1) trabalhos que estabelecem índices genéricos; (2) estudos voltados para grãos, principalmente na fase de armazenagem, com predominância do milho; (3) estudos sobre hortigranjeiros, que se desdobram em estudos voltados para a determinação da margem de comercialização e estudos voltados para determinação de perdas físicas; e (4) estudos sobre o impacto social das perdas agrícolas. Uma parte dos trabalhos aqui discutidos de forma resumida estão baseados na revisão feita em MAGER (2000).

A seguir, apresentam-se dados quantitativos de pesquisas já feitas no Brasil, agrupados por categorias, seja por categoria de grupo de alimentos, por elo da cadeia, seja por qualquer outro grupo relevante, com o intuito de tentar reunir o maior número possível de dados.

A1.3.1. Total de desperdício

Segundo a (FAO, 2013), na América Latina o perfil de desperdício é em maior proporção ocupado pelas frutas, seguido pelos cereais e depois pelos legumes e raízes. Por esse motivo, é mais fácil achar dados destes produtos, sendo mais raro encontrar dados de desperdício de carne e peixe, por exemplo. Como já mencionado na seção 2.1.2., o Brasil é o quarto produtor mundial de alimentos, produzindo 25,7% a mais do que necessita para alimentar a sua população (INSTITUTO AKATU, 2003, 2012).

Verifica-se que há poucos dados sobre desperdício no Brasil e que estes são incertos. Um estudo afirma que o Brasil desperdiça o equivalente a 39 mil toneladas por dia, quantidade suficiente para alimentar 19 milhões de brasileiros, com as três refeições básicas: café da manhã, almoço e jantar (VELLOSO, 2002). Esse dado parece ser o único levantado até hoje e é reproduzido nos meios de comunicação (AGÊNCIA BRASIL, 2016). No entanto, ao se realizar uma conferência com as cifras totais de produção de alimentos nacionais, tal dado parece subestimado.

Por um lado, produz-se 25,7% a mais do que é preciso, e a média mundial de desperdício total é 33% - somando o desperdício em todas as etapas da cadeia de valor. Ainda, o Brasil perde 30% do que produz em alimentos (INSTITUTO AKATU, 2012). Por outro lado, na a seguir foram extraídas as quantidades anuais de produção nacional de alimentos, para se ter uma ideia da ordem de magnitude do total (não é tão importante ter um valor exato, mas sim uma boa aproximação). Se multiplicarmos esse valor de 39 mil toneladas por dia, para obtermos o valor de desperdício anual (14.235 mil toneladas), ele representaria apenas 3,64% do total da produção, o que não traduz a realidade dos valores entre 25-33% anteriores. Assim, podemos afirmar que não se tem uma ideia certa de quanto é o valor de desperdício total no Brasil, em valores absolutos.

Tabela 23. Estimativa da produção anual de produtos alimentícios no Brasil. Elaboração própria

Tipo de alimento	Quantidade (mil toneladas)	Fonte
Grãos ¹	235.673	(MAPA, 2015)
Açúcar	34.406	(MAPA, 2015)
Carne	25.819	(MAPA, 2015)
Frutas	42.000	(ANDRADE, 2008)
Hortaliças	16.000	(SOARES, 2000)
Leite	37.166 ²	(MAPA, 2015)

Total produção	391.064	Calculado a partir da soma dos itens anteriores
-----------------------	----------------	---

¹ Algodão, amendoim, arroz, aveia, canola, centeio, cevada, feijão, girassol, mamona, milho, soja, sorgo, trigo e triticale. Não foi possível extrair da soma os não comestíveis.

² Milhões de litros.

A1.3.2. Desperdício em cada etapa da cadeia produtiva

Outro dado interessante e relevante é o quanto é desperdiçado em cada etapa da cadeia. A apresenta os dados relatados por VELLOSO (2002), do percentual de desperdício nas etapas da cadeia de produção do alimento. Os dados apresentados por não mencionam a fonte original ou a metodologia utilizada. Esses são parecidos aos dados relatados pelo INSTITUTO AKATU (2012) (só diferem no desperdício no consumo, que varia de 17% para 20%). Não são apresentados valores para a etapa do atacado.

Tabela 24. Desperdício de alimento total distribuído por elos da cadeia de produção, no Brasil (VELLOSO, 2002)

Etapa da cadeia de produção	Desperdício por etapa no Brasil (%) (VELLOSO 2002)
Colheita	20
Transporte e armazenamento	8
Indústria de processamento	15
Varejo	1
Consumidor	17

A seguir serão apresentados mais dados de desperdício em cada etapa da cadeia produtiva.

A1.3.2.1. Atacado

Na CEASA-RJ, estimou-se que 10 a 12 toneladas por dia de produtos hortifrutícolas são desperdiçados (SOARES, 2000). Porém, um dado mais recente eleva essa quantidade a 100 toneladas por dia de resíduos totais, basicamente orgânicos (ROVERE; BASTO OLIVEIRA; MACHADO, 2015). A mesma fonte aponta que em virtude de não terem uma balança na entrada, o próprio CEASA não sabe precisar, mas a estimativa deles é que isto represente de 3 a 4% do material recebido. Deste dado, também é desconhecido

se é incluída a quantidade de alimentos que eles mesmos redirecionam para o próprio banco de alimentos do CEASA, assim como a quantidade que os catadores de lixo extraem para alimentação ou venda.

Outros dados de estudos que focam no atacado revelam algumas cifras para certos produtos específicos: em Manaus, por exemplo, as perdas de tomate são de 15% e de pimentão 10%, de acordo com BRANDT et al. (1974 apud SOUTO RIBEIRO et al., 2011). No entanto, em São Paulo, as perdas médias estimadas para pimentão verde e pimentão vermelho são de 16% e 17%, respectivamente (UENO, 1976 apud SOUTO RIBEIRO et al., 2011) e de 10,3%, para pimentão (TSUNECHIRO et al., 1994 apud SOUTO RIBEIRO et al., 2011). Um trabalho no Rio de Janeiro comprovou que as perdas superam 20% no mercado atacadista (CEASA-RJ, 2008 apud SOUTO RIBEIRO et al., 2011). Em um estudo feito no centro de distribuição Empasa (Campina Grande), 28% dos pimentões tipo “*block*” foram descartados¹² por não serem aptos ao consumo ou por apresentar danos físicos (SOUTO RIBEIRO et al., 2011).

A1.3.2.2. Varejo

Segundo a (ABRAS, 2016), o índice de desperdício geral (para todos os produtos) em supermercados em 2015 foi de 2,26% (preço de custo/faturamento líquido). Este número vem crescendo desde o início do monitoramento em 2004 (). Esse valor muda por departamento. Os setores de alimentação que se encontram acima da média são o setor de frutas, legumes e verduras (FLV, com 6,80%), seguido da padaria e confeitaria (5,82%), peixaria (3,94%), açougue (3,91%) e demais perecíveis (2,50%). Vale lembrar que estas perdas incluem, além de causas operacionais, também os furtos, erros de inventário e erros administrativos (mencionados anteriormente como não desperdício). Portanto, o índice de desperdício é ainda um pouco menor do que os valores aqui apresentados

¹² As perdas foram avaliadas com base o volume de entrada de pimentões para comercialização, obtido diretamente do setor de recepção da Empasa-Campina Grande, e o volume de fruto descartado obtido mediante pesagem do fruto não comercializado diretamente junto aos atacadistas.

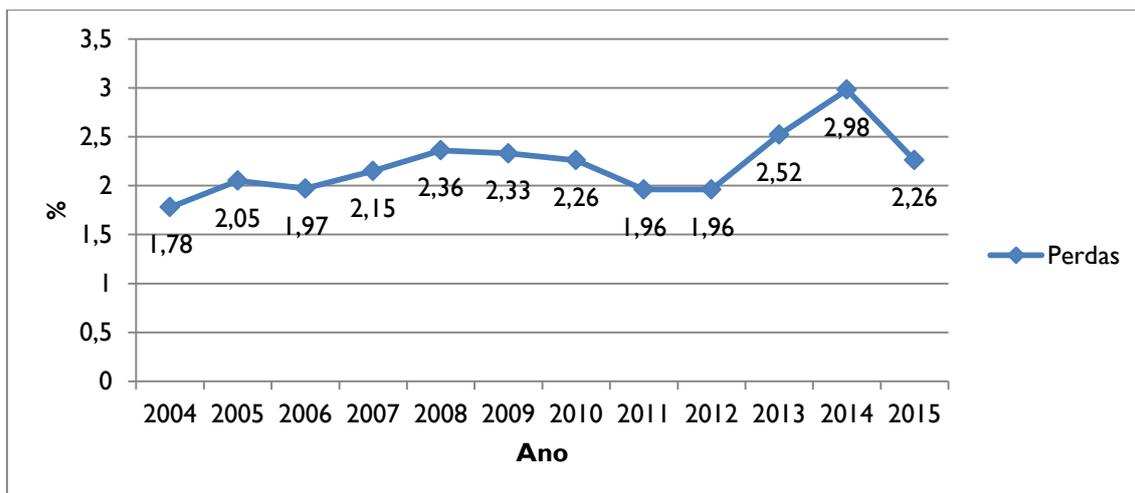


Figura 33. Evolução das perdas em supermercados no Brasil (preço de custo/faturamento líquido) (ABRAS, 2016).

A1.3.2.3. Consumidor final

Poucos estudos focam no que é perdido por parte do consumidor no Brasil, apesar de muitas das campanhas contra o desperdício focadas nessa última etapa da cadeia logística. Estima-se que os consumidores brasileiros contribuem com cerca de 10% do desperdício de alimentos dentro da cadeia logística (AGÊNCIA BRASIL, 2016). O quanto isto representa em termos absolutos? Uma família de classe média joga fora, em média, 500 g de alimentos por dia, 15 quilos por mês, e 180 quilos por ano (INSTITUTO AKATU, 2003).

A1.3.3. Desperdício por tipo de alimento

A1.3.3.1. Desperdício em grãos, cereais, leguminosas e oleaginosas

Na revisão bibliográfica feita por MAGER (2000), mencionam-se vários autores entre as décadas de 60 e 90 com estudos sobre desperdício em grãos, porém com conclusões só qualitativas, apontando as causas e a preocupação com a infraestrutura de armazenagem. Dentre eles, destacam-se o estudo da Companhia Brasileira de Armazenagem, antecessora da extinta CIBRAZEM, além dos autores CARVALHO (1990 apud MAGER, 2000), ULBANESE e FERREIRA (1990 apud MAGER, 2000); SANTOS e FERREIRA (1989 apud MAGER, 2000) e CRUZ (1990 apud MAGER, 2000).

Na presente revisão, dados quantitativos extraídos foram os de ULBANESE e FERREIRA (1990 apud MAGER, 2000), que desenvolveram um estudo procurando determinar o balanço energético da cultura do milho no estado de São Paulo. Concluíram que o custo social das perdas de milho equivale à construção de 35,7 mil casas populares. Outro dado obtido por SANTOS (1989) aponta que a metade da produção de milho armazenada apresenta desperdício de 25%. Por último, constata-se que o armazenamento na fazenda tem sido apontado como uma solução pela maioria dos especialistas para reduzir perdas que chegam a alcançar índices de 30% do total da safra de grãos. Esses dados constavam das décadas de 80 e 90, principalmente (MAGER, 2000).

Um dado mais recente afirma que das 83 milhões de toneladas de grãos produzidas anualmente, entre 10% e 30% se perdem no caminho entre a lavoura e o consumidor final (CEAGESP, 2006 apud OLIVEIRA; BRUNHARA, 2006). Por outro lado, existem poucos estudos de desperdício nas primeiras etapas de plantio agrícola. O IBGE realizou um estudo das perdas de grãos do plantio até a pré-colheita (desde a semeadura até o início da colheita) nas lavouras de arroz, feijão, milho, soja e trigo, com dados das safras entre 1996 e 2002.

Durante estes 7 anos, o país deixou de colher cerca de 28 milhões de toneladas de grãos. O maior índice dessas perdas (7,61%) aconteceu no ano de 2000. O milho foi o que mais contribuiu para tal performance negativa, com perdas da ordem de 4,1 milhões de toneladas, representando 61% do total perdido entre esses grãos. Os índices de perdas em grãos, durante estes anos foram, em média, de 4,73%, sempre se referindo da primeira etapa até a pré-colheita (IBGE, 2004).

A1.3.3.2. Desperdício em hortaliças e frutas

A maioria de estudos de desperdício realizadas no Brasil se referem a hortaliças e frutas. Existem vários trabalhos realizados no passado, porém focados mais na causa do desperdício e em informações qualitativas. Alguns deles são UENO (1976 apud MAGER, 2000), WERNER (1979 apud MAGER, 2000), QUEIROZ (1979 apud MAGER, 2000), RESENDE (1979 apud MAGER, 2000), MUKAI e KIMURA (1986

apud MAGER, 2000) e UENO et al. (1994 apud MAGER, 2000). Aqui se apresentam só os que referenciam algum dado quantitativo.

UENO et al. (1994 apud MAGER, 2000), comparando dados do trabalho desenvolvido anteriormente com dados da pesquisa realizada em 1991/1992, verificam uma redução de desperdício no tomate, sendo que a diferença mais significativa ocorreu no segmento de supermercados (redução de 24% para 11,1%). Os supermercados passam a ser um dos setores com menor índice de desperdício. Estes dados podem estar refletindo melhorias que ocorrem no setor, devido a uma maior eficiência na armazenagem. Os produtos “*in natura*” passaram a ser um importante fator de diferenciação na disputa pelo público consumidor.

A SAASP realizou em 1995 um projeto de avaliação de desperdício de pós-colheita de produtos hortigranjeiros. Para a cultura do tomate, foram realizadas 72 amostragens nas três principais regiões do Estado de São Paulo. Observaram que as perdas chegaram a 34,4%, variando de acordo com a variedade de tomate. Os maiores percentuais de desperdício estão relacionados com danos mecânicos (43,4%) e em menor intensidade devido a ataque de insetos (4,9%) e danos microbiológicos, obtendo-se médias equivalentes a 4,43%. Observaram também que um índice baixíssimo de caixas K seguiam os padrões estabelecidos pela portaria nº127/MA de 4/10/1991. Como conclusão, os autores apontam que 70 a 80% das perdas do setor varejista são definidas nas condições em que o produto foi entregue pelo produtor (MAGER, 2000).

Por outro lado, existe uma única pesquisa mais detalhada sobre desperdício na cadeia das frutas e hortaliças no Brasil, desenvolvida pelo pesquisador da Embrapa Antônio Gomes Soares (SOARES, 2000). A produção dos frutos frescos comercializados no Brasil é aproximadamente de 17,7 milhões de toneladas por ano. A perda média desses frutos é de 30%, isto é, 5,3 milhões de toneladas por ano de produtos frutíferos não consumidos. Isso representa 35 kg/ano por habitante de fruta desperdiçada, enquanto o consumo de frutos é da ordem de 40 kg/ano por habitante (nas 10 principais capitais do Brasil, no ano de 1998). Considerando um valor médio de exportações de 412 \$/ton, tem-se um valor de 2,2 bilhões de dólares em perdas (SOARES, 2000). Esse valor absoluto estaria desatualizado, pois um dado mais recente do IBGE e FAO mostra que em 2006 a produção de frutas no Brasil foi de 42 milhões de toneladas (ANDRADE, 2008).

Por outro lado, a produção das principais hortaliças comercializadas no Brasil é de aproximadamente 16 milhões de toneladas. O índice de perdas desses produtos é cerca de 35%, totalizando um valor de 5,6 milhões de toneladas/ano, ou seja, 37 kg/hab/ano, tendo-se em conta que o consumo de hortaliças gira em torno de 35 kg/hab/ano, ou seja, joga-se fora mais hortaliças do que são consumidas (SOARES, 2000).

Os dados obtidos de pós-colheita de frutos e hortaliças por SOARES (2000) foram comparados com os dados do desperdício total na América Latina (FAO, 2013) e estão apresentados na . É difícil comparar como cada etapa foi descrita nos dois estudos, sendo que as etapas podem não coincidir ou coincidir apenas em parte. Por exemplo, uma cifra que chama a atenção é o 10% de desperdício de hortaliças e frutas na fase da colheita ou campo. Esse valor é bem divergente dos 40% e existe uma estimativa de que seria em torno de 30-40%, sobretudo em países da América Latina, mas também no mundo inteiro (FAO, 2013). Sabendo, além disso, que um dos principais itens do desperdício na América Latina é a fruta, a mesma também não se enquadra neste valor de 10%. É possível que a etapa de manuseio no campo estivesse integrada na etapa “manuseio e transporte” definida por SOARES (2000) e que, logo, esses valores não são comparáveis etapa a etapa. Por último, os dois estudos diferem quase vinte anos, fator pelo qual os dados também podem divergir.

Tabela 25. Índice de desperdício e distribuição do desperdício ao longo dos elos da produção de alimentos, comparando o total de alimentos na América Latina (FAO, 2013), e as hortaliças e frutas no Brasil (SOARES, 2000)

Etapa da cadeia de produção	Distribuição do desperdício total na América Latina (FAO, 2013)⁽¹⁾	Distribuição do desperdício em hortaliças e frutas (%) (SOARES, 2000)⁽²⁾
Produção agrícola ⁽¹⁾ / Campo ⁽²⁾	40	10
Manuseio pós-colheita e armazenamento ⁽¹⁾ / Manuseio e transporte ⁽²⁾	22	50
Processamento ⁽¹⁾	15	-
Distribuição ⁽¹⁾ / Centrais abastecimento e comercialização ⁽²⁾	10	30
Consumo ⁽¹⁾ / Supermercados e consumidores ⁽²⁾	13	10
Total	100	100

SOARES (2000) adiciona o exemplo da melancia: com desperdício de 30% no total, a distribuição resulta em 3% no campo, 15% no manuseio e transporte, 9% nas centrais de abastecimento e comercialização, e 3% nos supermercados e consumidores. Por fim, ele apresenta dados de índice de desperdício de alguns frutos e hortigranjeiros que são comercializados “*in natura*” no Brasil, ao longo de toda a cadeia, mas sem fazer referência à distribuição ao longo das etapas ().

Tabela 26. Índice de desperdício de alguns frutos (esquerda) e alguns hortigranjeiros (direita) comercializados “*in natura*” no Brasil ao longo da cadeia de valor (SOARES, 2000)

Produto	Desperdício (%)	Produto	Desperdício (%)
Abacate	26	Alface	45
Abacaxi	20	Alho	30
Banana	40	Batata	25
Laranja	22	Cebola	21
Mamão	21	Cenoura	20
Melancia	30	Chuchu	15
Manga	25	Couve-flor	50
Morango	40	Pimentão	40
		Tomate	40
		Repolho	35

A1.3.4. Avaliação econômica sobre desperdício

Em termos econômicos, uma estimativa realizada pela Coordenadoria de Abastecimento da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo em 1995 indica que perdas na cadeia produtiva dos alimentos equivalem a algo entre 1,3 e 2,3% do PIB brasileiro. O desperdício de grãos representava 11,5 milhões de toneladas (US\$ 1,6 bilhão) e nos hortigranjeiros 12,3 milhões de toneladas (US\$ 3,8 bilhões) (SAASP, 1995 apud MAGER, 2000). Um dado mais recente, de 2002, mostra como o desperdício no Brasil correspondeu a 1,5% do PIB, ou seja, aproximadamente 10 bilhões de reais (o equivalente a 14 milhões de toneladas de alimentos) (INSTITUTO AKATU, 2003).

Entretanto, segundo a ONU, o Brasil perde US\$ 16 bilhões por ano, o que representa cerca de 30% do que produz em alimentos (INSTITUTO AKATU, 2012).

Por outro lado, pode-se falar de oportunidades de criação de um impacto econômico positivo. Um estudo estimou os impactos que a economia brasileira poderia obter caso os níveis destas perdas fossem reduzidas para os níveis observados em países de alta renda, sob a suposição do aumento de serviços de processamento, transporte e comércio, oriundas de beneficiar os produtos recuperados. A redução nas perdas pós-colheita implicaria em um aumento de R\$ 9,8 bilhões no valor da produção agrícola (preços de 2012). Considerando os impactos diretos, indiretos e de efeito renda, identificou-se o potencial de elevar o valor da produção da economia em R\$ 18 bilhões, o PIB do país em R\$ 9,7 bilhões e gerar mais de 300 mil empregos. Os resultados mostram que, devido à grande importância dos produtos agrícolas na economia brasileira, a redução no desperdício pós-colheita pode gerar benefícios econômicos substanciais para o Brasil (COSTA; GUILHOTO; BURNQUIST, 2015).

A1.3.5. Resumo dos dados

Para concluir esta seção, mostram-se na , em forma de resumo, os dados úteis e relevantes encontrados na literatura. O desperdício por etapa na cadeia, em termos de percentagem, seja em um valor médio - para qualquer tipo de alimento - ou para algum tipo de alimento específico (grãos, frutas, hortaliças), assim como o percentual de desperdício total, ou seja, quanto representam as perdas em relação à produção de alimento ao longo da cadeia produtiva. Pode-se observar que não se tem dados sobre carne, peixe, laticínios, ovos e leguminosas. Além disso, nota-se que é mais fácil encontrar dados agregados do que especificados por etapa na cadeia do alimento. Tampouco se conhecem dados brasileiros sobre desperdício evitável e não evitável (ver no capítulo 4 as definições). Os dados de distribuição de desperdício não são relevantes se não se conhece o valor absoluto do desperdício total, valor que até agora não foi estimado corretamente para o Brasil.

Tabela 27. Desperdício alimentar (%) nas etapas da cadeia produtiva no Brasil

Etapa da cadeia de produção	Média	Grãos	Frutas	Hortaliças
Colheita	20	4,73	10	10
Transporte e armazenamento	8	-	50	50
Indústria de processamento	15	-	-	-
Atacado	3-4; 20	-	30	30
Varejo	1; 2,26	-	10	10
Consumidor	10; 17	-	10	10
Total	25,7; 30	10-30	30	35

Valores de diferentes fontes bibliográficas foram separados por “;”. Valores em intervalo são indicados com “-”.

Fonte: (ABRAS, 2016; IBGE, 2004; INSTITUTO AKATU, 2012; OLIVEIRA; BRUNHARA, 2006; SOARES, 2000; SOUTO RIBEIRO et al., 2011; VELLOSO, 2002; AGÊNCIA BRASIL, 2016)

A1.4. Legislação

Boa parte do desperdício é inevitável e irrecuperável como comida (embora toda ela possa ser aproveitada de alguma forma, por natureza é perecível). A perda faz parte do processo. Uma enorme quantidade de comida poderia ser poupada se fossem adotados processos mais racionais, mas o fato é que um quinto de toda a comida que vai para o lixo poderia ser aproveitada facilmente em doações. É o alimento que sobra em indústrias, quitandas, supermercados, restaurantes, açougues e hotéis (VELLOSO, 2002). As sobras dos restaurantes, sobretudo os que trabalham com comida a quilo, seriam muito importantes para doações às populações carentes.

Entretanto, isto esbarra em uma legislação que diz que os empresários que doam a comida são responsáveis pela saúde das pessoas que podem vir a consumir esta comida, ou seja, se uma pessoa passar mal e achar que foi por causa da comida, pode responsabilizar os restaurantes e não quem pegou os alimentos e os distribuiu. Todos temem ser processados judicialmente (SOARES, 2000). Seria muito prático e econômico poder aproveitar as sobras desses lugares, porque já há uma estrutura para armazenar e transportar alimentos, além de muita comida sobrando. Como, então, fazer isso acontecer?

O primeiro passo seria propor mudanças da legislação e considerar muitas propostas de lei que estão pendentes. Segundo uma revisão recente da legislação brasileira, no que

diz respeito ao combate contra o desperdício, o Congresso Nacional pode e deve apresentar importantes contribuições ao combate do desperdício de alimentos no Brasil, por ter uma responsabilidade legal de fomentar a produção agropecuária, preservar o meio ambiente, zelar pela produção e pelo consumo, dentre outros (PEIXOTO; PINTO, 2016). Porém, as iniciativas parlamentares não devem acarretar aumento de despesa pública, sob o risco de serem questionadas quanto à sua constitucionalidade.

Na legislação que se articula com as questões do meio ambiente, relacionadas ao desperdício de alimentos, chamam a atenção a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente; a Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999, que dispõe sobre a educação ambiental e institui a Política Nacional de Educação Ambiental; a Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC); e a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PEIXOTO; PINTO, 2016).

Nesse contexto, destacam-se a existência de quatro projetos de lei do Senado, em tramitação em 2016, a seguir apresentados (PEIXOTO; PINTO, 2016):

- PLS nº 503, de 2015 – da Senadora Sandra Braga, que institui estímulos a doações de produtos alimentícios, altera a Lei nº 8.078, de 11 de setembro de 1990, que dispõe sobre a proteção do consumidor dentre outras providências, e a Lei nº 9.249, de 26 de dezembro de 1995, que altera a legislação do imposto de renda das pessoas jurídicas, bem como da contribuição social sobre o lucro líquido, dentre outras providências. A primeira alteração proposta, sobre o texto do Código de Defesa do Consumidor, objetiva excepcionar o risco objetivo das empresas doadoras de alimentos. Na segunda mudança, sobre a Lei nº 9.249, de 26 de dezembro de 1995, pretende-se estimular as doações de gêneros alimentícios pela elevação de deduções tributárias sobre os valores doados. A terceira medida estabelecida no projeto objetiva penalizar a empresa que preferir manter em exposição produtos com prazo de validade expirado, em vez de doá-los no tempo hábil;
- PLS nº 672, de 2015 – do Senador Ataídes Oliveira, que dispõe sobre a redução do desperdício de alimentos por estabelecimentos tais como indústrias, supermercados, mercados, restaurantes, cozinhas, feiras, sacolões e semelhantes com mais de 200 metros quadrados de área construída, os quais, até o prazo máximo de 6 meses após

a lei entrar em vigor, firmarão contratos com organizações de natureza social dedicadas à coleta e à distribuição de alimentos e refeições ou com empresas dedicadas à produção de ração animal e compostagem, isentando esses estabelecimentos de responsabilidade civil e penal, resultante do dano ocasionado ao beneficiário, pelo consumo do bem doado, desde que não caracterize dolo e negligência;

- PLS nº 675, de 2015 – da Senadora Maria do Carmo Alves, estabelece uma Política Nacional de Combate ao Desperdício de Alimentos, apresentando objetivos e instrumentos para sua implantação, permitindo a doação de alimentos, conforme dispuser o regulamento;
- PLS nº 738, de 2015 – do Senador Jorge Viana, dispõe sobre o combate ao desperdício de alimentos voluntariamente descartados, prazos de validade para venda e para consumo seguro, campanhas educativas do consumidor e sobre estabelecimentos de comercialização de alimentos por atacado ou varejo, cuja receita bruta média anual seja igual ou superior a das empresas de pequeno porte, que poderão doar a entidades beneficentes de assistência social gêneros alimentícios industrializados, preparados ou *in natura*, dentro do prazo de validade para venda que, por qualquer razão, tenham perdido sua condição de comercialização, ou fora deste prazo, desde que ainda estejam em condições e no prazo de consumo seguro. O PLS altera vários dispositivos legais, dentre eles o Decreto-Lei nº 986, de 21 de outubro de 1969, que institui normas básicas sobre alimentos, a fim de prever a doação e a reutilização de alimentos no Brasil.

Também está em tramitação, na Câmara dos Deputados, o Projeto de Lei (PL) nº 8.263, de 2014, do Deputado Tiririca, que institui a Política Nacional de Redução de Perdas e Desperdício de Alimentos dentre outras providências. Conforme o art. 6º do projeto, pretende-se promover ou estimular estudos e pesquisas, parcerias público-privadas, campanhas educacionais e doações de alimentos ainda em condições de consumo preferencialmente à alimentação de pessoas em situação de vulnerabilidade social, ao arraaçamento de animais ou, em último caso, à reutilização ou à reciclagem (PEIXOTO; PINTO, 2016).

No contexto de doações de alimentos e de responsabilidade civil, uma iniciativa em tramitação na Câmara dos Deputados é o Projeto de Lei nº 4.747, de 1998 (nº 165, de

1997, na origem), de autoria do Senador Lúcio Alcântara, também conhecido informalmente como “Bom Samaritano”, o qual acrescenta artigo ao Código Civil (Lei nº 3.071, de 1º de janeiro de 1916) e parágrafo ao art. 129 do Código Penal (Decreto-Lei nº 2.848, de 7 de dezembro de 1940) para que a pessoa natural ou jurídica que doar alimentos, industrializados ou não, preparados ou não, a pessoas carentes, diretamente, ou por intermédio de entidades, associações ou fundações, sem fins lucrativos, seja isenta de responsabilidade civil ou penal resultante de dano ou morte ocasionados ao beneficiário pelo consumo do bem doado, desde que não se caracterize dolo ou negligência (PEIXOTO; PINTO, 2016).

Apresentado em 1997, o “Bom Samaritano” ainda não teve sua tramitação concluída na Câmara dos Deputados. Tramitam ainda três outros projetos de lei: PL nº 2.713, de 2003, do Deputado Silas Brasileiro, que dispõe sobre a responsabilidade civil e criminal das pessoas naturais e jurídicas que doam alimentos; PL nº 7.060, de 2010, do Deputado Edigar Mão Branca, que dispõe sobre a responsabilidade civil e criminal de doadores de alimentos; e a PL nº 3.620, de 2015, da Deputada Raquel Muniz, que altera a Lei nº 10.406, de 10 de janeiro de 2002 (Código Civil), e o Decreto-Lei nº 2.848, de 7 de dezembro de 1940 (Código Penal), para eximir de sanções civis e penais os doadores de alimentos em condições de consumo (PEIXOTO; PINTO, 2016).

Como os projetos mencionados tramitam a bastante tempo, algumas leituras e interpretações foram já analisadas. Por exemplo, (VELLOSO, 2002) opina que, além de instituir o Estatuto do “Bom Samaritano”, será necessário que o Congresso crie mecanismos de regulamentação para evitar que empresários mal intencionados aproveitem a nova lei para superfaturar suas doações e, assim, sonegar imposto, ou que ONGs igualmente mal intencionadas, revendam o que ganham – esse aspecto não está contemplado nos projetos em tramitação.

Outra brecha no estatuto que está parado no Congresso é quanto ao Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS), pago por mercados, feiras e outros varejistas sobre produtos vendidos – o projeto isenta as indústrias do IPI, mas esquece os comerciantes, responsáveis por 28.000 das 39.000 toneladas de alimento que o país pode recuperar (VELLOSO, 2002). Há ainda mais um aspecto que poderia ser acrescentado à lei: permitir a doação de tempo, por exemplo: uma indústria de alimentos muitas vezes fica com suas máquinas paradas ou volta de uma entrega com os

caminhões vazios. Se houvesse um incentivo fiscal a essa empresa, ela poderia doar a uma ONG distribuidora de comida o seu tempo de máquina ou de caminhão. Nos Estados Unidos, esse tipo de doação já está sendo regulamentado. Lá as doações em espécie na área de serviços aumentaram bastante depois da aprovação da Lei do “Bom Samaritano” – eram de 1% do total de doações em 1996 e passaram para 9% em 1997 (VELLOSO, 2002).

Segundo (VELLOSO, 2002), um outro passo tem que ser tomado para resolver o problema da fome junto com o do desperdício: criar uma rede de distribuição eficiente que permita que as doações cheguem a tempo para quem precisa. Para sanar a fome do país, as ONGs precisariam de recursos bem maiores. Assim, poderiam industrializar o alimento, como fazem alguns CEASA, para aumentar sua validade. Também seria possível atender um número bem maior de doadores se houvesse mais veículos e funcionários nas ONGs.

A1.5. Oportunidades e desafios

A1.5.1. Abordagem geral

A Embrapa, dentro do projeto Agropensa, em 2015, identificou os desafios que o Brasil deveria enfrentar para atacar o problema do desperdício alimentar. Aqui se apresentam algumas das análises e propostas que eles elaboraram, dentre outras recomendações de outros autores.

Para apresentar as soluções do desperdício de alimentos no Brasil, é necessário discutir com os diversos segmentos que compõem a cadeia produtiva, ou seja, produtores, distribuidores, supermercados e consumidores os problemas levantados e sua transformação em temas de PD ou de transferência de tecnologia, através da realização de reuniões técnicas, capacitações e treinamentos, identificando os parceiros estratégicos entre os intervenientes na cadeia alimentar, de acordo com o contexto para realizar as medidas corretivas necessárias (EMBRAPA, 2015). O grande desafio é transportar ou adaptar o conhecimento que se tem sobre o porquê as perdas acontecem, para uma tecnologia viável para uma realidade local (LANA, 2014).

Isto está alinhado com o que a FAO diz a respeito da realização de conexões múltiplas (em rede) e comunicação eficiente entre os envolvidos: precisam-se reunir produtores rurais, agroindústrias, atacadistas e varejistas (que integram a cadeia produtiva), prefeituras e demais órgãos e autoridades públicos, e consumidores. O objetivo é reduzir as discrepâncias entre o volume da oferta e da demanda, em situações diversas, tais como: a) quando um produtor deixa apodrecer parte da produção no campo por não encontrar compradores ou preços remuneradores; b) quando alguém cozinha um jantar para 5 parentes, mas apenas 3 aparecem para comer; c) quando um supermercado decide reduzir o volume de compras no último momento, deixando os fornecedores sem alternativas de compradores; ou d) quando um restaurante superestima a demanda e estoca produtos além do necessário, tendo que descartá-los posteriormente. Para o Diretor-Geral da FAO, José Graziano da Silva, faz-se necessário o estabelecimento de pacto entre todos os participantes da cadeia de produção de alimentos (indústria de insumos e equipamentos, agricultores, indústria de processamento, distribuidores, representantes do Estado e consumidores), a fim de prevenir o desperdício de comida desde o início da produção (PEIXOTO; PINTO, 2016).

As discussões com o setor produtivo deveriam ser sistematicamente efetuadas de modo a incrementar a interação entre os agentes participantes e permitir a identificação de possíveis gargalos tecnológicos e o compartilhamento de conhecimentos. Faz-se necessário projetar uma metodologia padronizada para a quantificação de perdas de alimentos na produção, transporte e processamento levando em consideração os dados atuais e desenvolver projetos integrados (investigação, inovação, gestão, tecnologia, transferências, etc.) sobre a redução das perdas de alimentos na produção, transporte e processamento dos alimentos. Também é fundamental a elaboração de manuais padronizados sobre a boa produção, colheita e práticas pós-colheita para produtos básicos com foco na redução de perdas. Da mesma forma, é necessária a elaboração de programas para a transferência de tecnologia, treinamento e assistência técnica especializada para a redução de perdas de alimentos para os produtos básicos nos diversos segmentos da cadeia de abastecimento alimentar (EMBRAPA, 2015).

A comunicação e a correta transferência das tecnologias e do conhecimento são importantes para promover a conscientização da população sobre os impactos das perdas de alimentos e disseminar entre os produtores a ligação entre as perdas de

alimentos e a perda da qualidade do produto, bem como os impactos financeiros. Porém, antes disso, faz-se necessário avaliar se há a necessidade do desenvolvimento de novas pesquisas ou se já existem resultados passíveis de serem transferidos. Precisa-se verificar se a escala dos resultados está adequada à realidade dos mercados e superam também as limitações socioeconômicas, além de aumentar a comunicação efetiva entre a área de pesquisa e a área de extensão para conseguir transferir as tecnologias já desenvolvidas às cadeias produtivas de forma que elas sejam realmente adotadas (EMBRAPA, 2015).

Por outro lado, e apesar do conhecimento das diferentes causas das perdas pós-colheita, a pesquisa tem sido independente e alheia a qualquer perspectiva sobre a gestão de perdas de alimentos ao longo da cadeia de abastecimento. Os centros de pesquisa e universidades devem também estar atentos para que a investigação, o desenvolvimento tecnológico e difusão de conhecimento sejam coordenados e articulados com a iniciativa privada e o governo (EMBRAPA, 2015).

Sendo mais preciso, se tivéssemos que escolher os pontos mais fracos para abordar a problemática do desperdício no Brasil, a PD teria que ser focado em duas principais questões: a disponibilidade das embalagens adequadas a preços compatíveis com os preços do produto e a necessidade de máquinas - no hemisfério norte existem máquinas para lavagem e triagem de alimentos, de forma que facilita o trabalho para grandes e pequenos produtores. Além dessas carências, o sistema tem outras deficiências que não podem ser melhoradas com pesquisa, mas sim com investimento, quais sejam as condições de infraestrutura: transportes, logística e energia (LANA, 2014).

Mesmo que existisse a consciência da importância do assunto, e por mencionar o investimento público, não há uma política institucional sobre as perdas de alimentos. Uma metodologia padronizada para a medição das perdas de alimentos deveria ser desenvolvida. Algumas abordagens são necessárias, como o desenvolvimento de um plano estratégico nacional em torno da gestão de perdas de alimentos. É fundamental trabalhar nas principais etapas da cadeia do abastecimento alimentar, com base em sua importância na cesta de alimentos para cada região do país (EMBRAPA, 2015).

Minimizar as perdas pós-colheita dos alimentos já produzidos é mais sustentável do que o aumento da produção para compensar essas perdas, afinal o dinheiro já investido na produção acaba sendo perdido com o produto em si (água, energia, insumos agrícolas,

mão-de-obra entre outros). Mesmo assim, menos de 5% do financiamento para a pesquisa agrícola é alocado para áreas de pesquisa em pós-colheita (KADER, 2005; FAO, 2011 apud EMBRAPA, 2015). Como principais desafios, observa-se que não há política de Estado em nenhum país que rege a gestão de resíduos alimentares; há apenas alguns regulamentos imperfeitos e isolados de apoio à reutilização de resíduos de alimentos e existem alguns casos imperfeitos e isolados para conceder benefícios econômicos para as organizações que colaboram. É necessário elaborar quadros normativos robustos que promovam a legislação que regula a gestão dos resíduos de alimentos e elabore com o governo a adoção de uma estratégia para a redução de resíduos alimentares na cadeia de valor, como parte de um compromisso institucional para a realização de segurança alimentar.

Como já foi analisado por MAGER (2000), a persistência de alto índice de perdas na comercialização agrícola no Brasil reflete um alto grau de irracionalidade ainda existente no sistema, onde prevalece a visão imediatista de ganhos individuais de cada agente –mas acredita-se que essa visão é inerente do próprio sistema capitalista como um todo-. É visível a falta de coordenação e omissão do Estado, que tem um papel limitado. Para a FAO, investimentos públicos em políticas que objetivem a redução de desperdício alimentar envolvem: melhoria da produção agropecuária, o suporte à pesquisa, a redução da volatilidade de preços e a promoção do consumo sustentável (PEIXOTO; PINTO, 2016).

Com uma dedicação financeira e uma política de Estado relacionada aos resíduos alimentares, que pudesse fazer também de papel centralizador entre pesquisa, desenvolvimento de tecnologia e estabelecimento de parcerias nos vários elos da cadeia produtiva, estaria se falando de uma proposta para analisar e agir em uma mesma frente a problemática do desperdício alimentar no Brasil.

A1.5.2. Soluções específicas

Depois de ter visto os problemas cruciais que o Brasil enfrenta nas várias facetas do desperdício, dos desafios que se apresentam quanto à legislação e também da falta de dados relacionados a esta temática – e visando concluir esta seção em forma de resumo –, é adequado revisar as soluções propostas. Seria necessária uma abordagem holística

da mitigação do desperdício de alimentos (PEIXOTO; PINTO, 2016). Porém, cada contexto é diferente, assim será revisado o que os especialistas no Brasil apontam como soluções, a partir da compilação do que vários autores afirmaram (BELIK, 2016; BONJANIC, 2016; FREIRE, 2016; LANA, 2014; MAGER, 2000; PEIXOTO; PINTO, 2016):

Na comercialização:

- Incentivar a comercialização direta entre produtor rural/familiar e consumidor, facilitando logísticas para transporte e/ou licitações para uso de espaço público para construção de feiras;
- Uma coordenação adequada das cadeias de produção de alimentos que permitisse o planejamento ou prevenção da superoferta, por meio de contratos de fornecimento pelos produtores que prevejam qual quantidade deve ser ofertada.

Na produção:

- Financiamento da prestação de serviços de assistência técnica e extensão rural, objetivando a adoção de inovações tecnológicas pelos produtores rurais que resultem na redução de perdas durante a produção, aumentando a produtividade;
- Iniciativas de hortas escolares e hortas comunitárias, assim como plantio em espaços alternativos, que promovam atividades pedagógicas, autonomia e empoderamento de comunidades e geração de agricultura urbana, que também diminui distâncias, preços e torna real a democratização do alimento;
- Incentivar o treinamento de mão-de-obra, sobretudo na produção agrícola, por meio de projetos de transferência tecnológica por parte de políticas públicas e órgãos públicos;
- Investir em infraestrutura e equipamentos de manuseio, triagem e armazenamento, sobretudo na produção agrícola.

Na coleta, transformação e redistribuição:

- Incentivos governamentais para produtores rurais, indústrias processadoras de alimentos, varejistas e bares e restaurantes, para que distribuam alimentos não

comercializados à população carente, em vez de descartá-los. Tal distribuição tem um custo operacional e logístico que não pode ser imputado somente ao agente econômico. A redução de barreiras à redistribuição de alimentos é crítica para proteger os doadores de processos judiciais em casos de doação por boa fé;

- Reduzir os custos, otimizar os processos e tornar mais eficientes os bancos de alimentos; fazendo uma análise prévia dos benefícios e custos da cadeia logística, gastos de água e energia, etc., de forma a economizar, sobretudo nos bancos de alimentos públicos;
- Inovações tecnológicas em embalagens, mais eficientes na conservação (prevenindo poeira ou ataque de microrganismos), com volumes de produto diferenciados (para atender a demandas de consumo segmentadas);
- Criar e incentivar pequenos e novos negócios que transformem hortaliças e frutas impróprias para vender, mas aptas para consumir: polpas congeladas, geleias, doces em pasta, desidratados e conservas.

Na distribuição:

- Melhorias na infraestrutura de transportes (rodovias, hidrovias e ferrovias), tais como vias duplicadas, mais largas e adequadamente pavimentadas, para minimizar perdas de grãos ou danos a produtos frágeis e reduzir o tempo de transporte;
- Melhorias nos sistemas de refrigeração de armazéns ou câmaras frias, sobretudo para produtos perecíveis, assim como implantar a cadeia de frio nos transportes;
- Criar um banco de caixas nas centrais de abastecimento com a perspectiva da logística reversa, evitando assim o uso das antigas caixas K, e incentivando a sua obsolescência de uma maneira efetiva;
- Investir nos sistemas de varejo, atacado e distribuição quanto à modernização dos equipamentos, fazendo uso do sistema de código de barras nas embalagens, assim como a codificação dos *palets*, de forma a fazer um intercâmbio eletrônico de dados com os fornecedores de maneira rápida e eficiente.
- Utilizar o sistema de otimização de rotas (*Road Show*) acoplado a sistema de linhas informatizadas, com capacidade para abastecer vários carros de entrega

simultaneamente. Este sistema, por exemplo, é utilizado no setor farmacêutico e foi implantado pela Souza Cruz.

- Incentivar o uso de sistemas de leituras óticas e coletores de dados de rádio frequência dos códigos de barras, para empresas que trabalham com perecíveis, pois estes possibilitam identificação dos *paletes*, permitindo um controle individual para distribuição dos mesmos na câmara fria, de maneira que os produtos de maior giro estejam mais facilmente acessíveis.

Na educação para o consumo:

- Instruções detalhadas de armazenamento para ajudar os consumidores a prolongar a validade dos produtos, sobretudo no caso de frutas e hortaliças;
- Evitar propagandas que incentivem a aquisição de quantidades além das necessidades de consumo, do tipo “compre um leve dois”, etc.;
- Campanhas educativas feitas por varejistas que incentivem o consumidor a reutilizar sobras de alimentos ou ingredientes, explicando que diferenças de aspecto são uma variação natural que deve ser aceita;
- No setor de bares e restaurantes, a oferta flexível de porções de tamanho variável, que se ajustem às demandas do consumidor, pode prevenir o descarte desnecessário de sobras de alimentos preparados.

Na legislação:

- Taxação para as empresas que descartarem alimentos (em condições de consumo) em lixões ou aterros sanitários – como já se faz na França-;
- Revisar os padrões técnicos das características dos alimentos *in natura* como tamanho, forma, cor ou outros atributos estéticos, por parte dos órgãos reguladores, para evitar o descarte, uma vez que seja comprovado que consumidores podem optar pela aquisição de produtos visualmente imperfeitos;
- O estabelecimento mais preciso (e a divulgação) de intervalos de validade para venda e de consumo seguro pode reduzir o desperdício, no caso de alimentos que, após a data de validade para venda, ainda podem ser consumidos com segurança;

- Incentivar a transferência de alimentos que seriam descartados em lixões para o consumo de criações de animais, por parte de políticas públicas.

A1.6. Iniciativas contra o desperdício

Existem iniciativas no Brasil para diminuir o desperdício e aproveitar os alimentos, como o Favela Orgânica ou a Gastronomia Responsável; outras que além disso, combatem a fome, como os Bancos de Alimentos, o Mesa Brasil e o projeto Satisfeito. Também surgiram movimentos mais independentes, como o *SlowFood* e Disco Xepa, que foi nada mais do que um movimento europeu que virou internacional e foi exportado para vários países (EDINGTON et al., 2013). A seguir, descreve-se com mais detalhe algumas destas iniciativas. Na seção 4.5. da tese uma análise abrangente sobre iniciativas contra o desperdício e o Pensamento de Ciclo de Vida será feita incluindo algumas destas iniciativas. Uma delas, inclusive, será avaliada como caso prático no capítulo 6.

- Mesa Brasil - É uma rede nacional de bancos de alimentos contra a fome e o desperdício, que contribui para a promoção da cidadania e a melhoria da qualidade de vida de pessoas em situação de pobreza. Trata-se de um programa baseado em distribuição de alimentos excedentes ou fora dos padrões de comercialização, mas que ainda podem ser consumidos. Os doadores são grandes empresas do setor da indústria processadora de alimentos, e doam não só alimentos, mas também produtos de limpeza e higiene, e oferecem apoio com transporte e pessoal. Com essa iniciativa, a organização já ajudou a complementar as refeições de 1,6 milhões de pessoas com mais de 280 milhões de quilos de alimentos desde 2003, ano em que foi criada (EDINGTON et al., 2013).
- Banco de Alimentos do Ceasa - No Rio de Janeiro, existe um programa chamado Banco de Alimentos, sustentado pelo Ceasa (Centrais de Abastecimento do Estado do Rio de Janeiro), inaugurado em 2011, para combater o desperdício alimentar dentro da Unidade Grande Rio, uma das maiores da América Latina. É um órgão de mobilização social que funciona como uma central de arrecadação, processamento e distribuição de alimentos que não estão em condições ideais de comercialização, mas que estão em perfeitas condições para consumo. Estes produtos são doados por

produtores e comerciantes, no Banco de Alimentos, e passam por um processo de seleção e processamento, quando necessário. Em 2014, o projeto se expandiu e foi levado para as outras cinco unidades da Ceasa no estado do Rio de Janeiro. Atualmente, mais de 120 instituições são cadastradas, além de 9 comunidades pacificadas no Rio de Janeiro. Ao todo, mais de 20 mil pessoas são beneficiadas pelo programa (CEASA, 2014).

- Favela Orgânica - Este projeto nasceu em 2011 nas comunidades da Babilônia e Chapéu Mangueira, na zona sul do Rio de Janeiro. Surgiu como objetivo de ensinar moradores da região a aproveitarem os alimentos em sua totalidade e já levou suas oficinas para outros estados do Brasil (Pernambuco, Paraíba, Ceará, Minas Gerais e São Paulo). O seu objetivo é conscientizar sobre cada etapa do ciclo da alimentação: o planejamento das compras, o consumo, o preparo e o descarte do alimento. O projeto Favela Orgânica traz também uma mudança na cultura de consumo e desperdício: comprando menos pode se gerar mais comida, aproveitando integralmente os alimentos e vendo o descarte de comida como matéria-prima para adubar plantas de produção própria, fechando o círculo vital do alimento e não virando mais lixo (FAVELA ORGÂNICA, 2014).
- Projeto Satisfeito - É um movimento de combate à fome das crianças e ao desperdício de alimentos. O projeto envolve três atores principais: restaurantes, organizações e público geral. Os pratos dos restaurantes participantes oferecem a opção de pedir uma porção reduzida em quantidade. O valor que o restaurante consegue economizar, é repassado em dinheiro para as organizações que trabalham pela segurança alimentar de crianças (PROJETO SATISFEITO, 2014).
- ONG Banco de Alimentos - Em São Paulo, todos os dias, membros da organização realizam “colheitas urbanas” em supermercados, feiras, agricultores e indústrias. Os alimentos recolhidos vão direto para pessoas que vivem em situação de insegurança alimentar. A ONG também realiza oficinas educativas com dicas de receitas, manipulação e armazenamento correto dos alimentos como forma evitar o desperdício (EDINGTON et al., 2013).
- Gastronomia responsável - É um movimento idealizado pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza que nasceu em Curitiba e agora está expandido por todo o país. Ele envolve restaurantes que se aderiram à iniciativa e aplicam, no seu dia-a-dia, critérios de responsabilidade ambiental na preparação dos alimentos,

incluindo a redução do desperdício graças ao aproveitamento integral do alimento e comprando produto a granel (GASTRONOMIA RESPONSÁVEL, 2014).

- Slow Food e Disco Xepa - A filosofia do movimento *SlowFood*, que nasceu na Itália, baseia-se no direito ao prazer da alimentação, usando produtos artesanais, de qualidade especial, produzidos de forma que respeite o meio ambiente e os produtores. Já o Disco Xepa, que surgiu dentro deste movimento, é um tipo de evento normalmente organizado pela *SlowFood*. Este evento nasceu na Alemanha, mas já chegou ao Brasil, e envolve uma série de atividades culturais e educacionais voltadas à conscientização do consumo responsável de alimentos. Dentre as atividades, costuma-se ter música, exibição de documentários e curtas-metragens sobre alimentação, debates e oficinas de cozinha sobre aproveitamento total de alimentos (INSTITUTO AKATU, 2014; SLOW FOOD BRASIL, 2007).
- Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo (Ceagesp) - Maior centro de abastecimento da América Latina, há dez anos procura reduzir ao máximo os resíduos gerados pela comercialização de perecíveis. Em média, 172 toneladas de frutas, pescados, legumes e verduras são destinadas mensalmente a 150 entidades cadastradas no banco de alimentos da instituição, o que já ajuda a reduzir para apenas 1% a quantidade de lixo originado no local, a partir da movimentação mensal de 300 mil toneladas de alimentos comercializados (EDINGTON et al., 2013).
- Refettorio Gastromotiva - É uma iniciativa trazida para o Brasil pelos chefs Massimo Bottura (*Food for Soul*), David Hertz (Gastromotiva) e pela jornalista Ale Forbes para contribuir na luta contra o desperdício de alimentos, insegurança alimentar e exclusão social. O *Refettorio* Gastromotiva oferece alimento e dignidade para a população em vulnerabilidade social e, ao mesmo tempo, cozinha com ingredientes excedentes que seriam descartados, mas que ainda estão bons para o consumo (GASTROMOTIVA, 2017).

Comida Invisível - Em São Paulo, o Comida Invisível é um projeto de ação social que recupera a comida que não se vê, o alimento próprio para consumo que é atirado no lixo todos os dias. Eles combatem o desperdício de alimentos produzidos, garantindo-lhes a correta destinação dos alimentos ainda próprios para consumo que perderam o valor comercial, existentes em entrepostos (CEAGESP, CEASAS), supermercados, feiras livres, indústrias alimentícias, a pessoas em situação de vulnerabilidade social. Dentre os principais pontos, destaca-se a prevenção e a redução na geração de resíduos, tendo como proposta a prática de hábitos de consumo sustentável e um conjunto de instrumentos para propiciar o aumento da reciclagem e da reutilização dos resíduos

sólidos (aquilo que tem valor econômico e pode ser reciclado ou reaproveitado) e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos (aquilo que não pode ser reciclado ou reutilizado) (COMIDA INVISÍVEL,

APÊNDICE 2: FUNDAMENTOS TEÓRICOS SOBRE A AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV)

A Avaliação de Ciclo de vida (ACV) é uma técnica ampla e internacionalmente padronizada e reconhecida pelas normas ISO (ISO, 2006a,b). Esta técnica é caracterizada por avaliar por múltiplos indicadores ambientais, ou seja, não somente avalia impactos de mudanças climáticas, mas também outras categorias de impacto ambiental, como por exemplo potencial de acidificação, potencial de eutrofização, potencial de depleção da camada de ozônio, etc. Para cada uma destas categorias de impacto, o produto ou sistema sob análise é avaliado ao longo de todo seu tempo de vida útil, e em cada uma das suas etapas: desde a extração de matéria prima e manufatura, passando pelo uso do produto por parte do(s) consumidor(es), até os processos de “fim de vida”, como reciclagem, recuperação energética, e disposição final.

As normativas ISO 14040 e 14044 preveem requerimentos robustos e já provados na prática com o fim de fazer os cálculos da ACV de forma transparente. Além disso, pode-se fazer uso de bancos de dados extensos, contendo perfis de ciclo de vida de muitos bens e serviços, assim como muitos dos materiais, recursos energéticos, sistemas de transporte, etc. dos quais outros bens se alimentam. Apesar disso, os cálculos da ACV são muito complexos e só devem ser aplicados por profissionais, e de preferência para uma aplicação específica (LEONARDO ENERGY, 2008).

A2.1. Princípios da ACV

A técnica de ACV é o processo resultante de quantificar fluxos de materiais e de energia e convertê-los em impactos ambientais potenciais dos sistemas tecnológicos. As raízes do conceito de ciclo de vida podem ser encontradas lá nos anos 60, quando outros métodos precursores, como a análise de energia líquida e a análise de recursos e perfil ambiental, foram desenvolvidos (RAYMOND, 2005). Desde os anos 90, a ACV se desenvolveu através dos esforços da SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) (SETAC, 1991), e mais recentemente, da ISO (*International Organization for Standardization*). Os padrões atuais da ACV são descritos nas ISO 14040 e 14044, que foram transcritas para as normas Brasileiras da ABNT em 2009 (ABNT, 2009a,b).

Algumas características-chave da ACV são (RAYMOND, 2005):

- Primeiramente, toda análise é baseada em uma quantidade pré-definida de produto ou serviço, chamada de unidade funcional (UF). Como algumas ACVs são comparativas, a UF facilita a base de comparação do desempenho ambiental dentre um leque de alternativas.
- Uma segunda característica da ACV é que ambos os efeitos ambientais diretos e indiretos são estudados no sistema sob análise. Os impactos potenciais das atividades principais na cadeia de produção inteira – do berço ao túmulo – são contabilizados, assim como todos os recursos dos quais essas atividades principais fazem uso (matéria prima, energia, etc).
- Por último, a ACV se baseia em uma perspectiva de multicritério, quantificando diferentes efeitos de impactos ambientais como mudanças climáticas, formação de chuva ácida ou a depleção da camada de ozônio.

A2.1.1. Definição

O conceito do ciclo de vida do produto pode ser descrito desde o “berço”, em que as matérias primas são extraídas dos recursos naturais e passam por uma produção ou transformação, até o “túmulo”, quando o produto é usado e finalmente disposto no ambiente como rejeito. Na ACV ambiental, as entradas do sistema são, em última instância, extração de recursos naturais que provêm do ambiente, e as saídas do sistema, são emissões que irão depositadas em algum compartimento ambiental (água, solo, ou ar). Um esquema básico do conceito “berço ao túmulo” com as entradas e saídas básicas é descrito na (BAUMANN; TILLMANN, 2004).

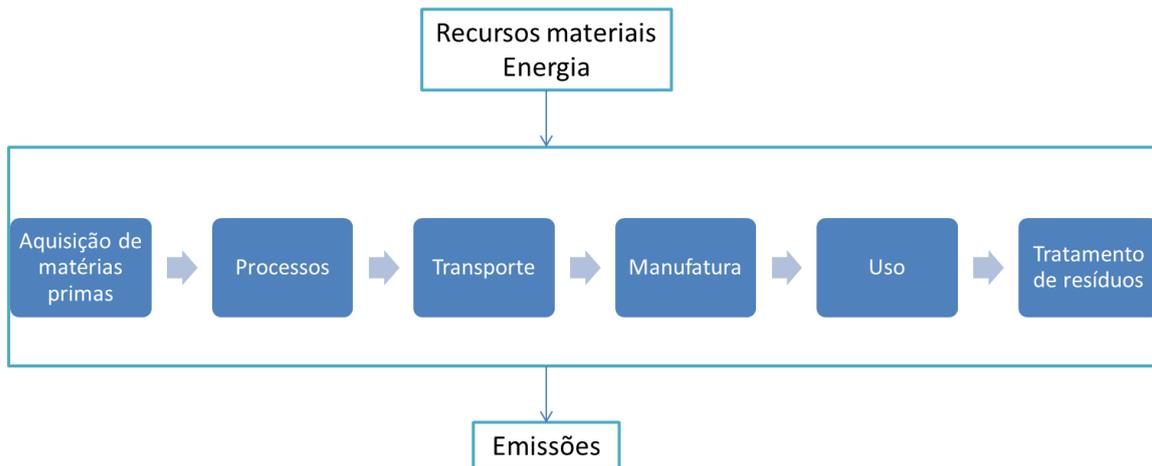


Figura 34. Modelo de ciclo de vida. As caixas representam processos físicos enquanto as setas, fluxos de energia e matéria. Adaptado de (BAUMANN; TILLMANN, 2004)

A2.1.2. Etapas da ACV

A ACV também pode ser descrita por um ponto de vista de processos, como uma sucessão de etapas a seguir, regidas pelas normas ISO/ABNT. De acordo com estas normas (ABNT, 2009a,b), a ACV consiste em quatro fases inter-relacionadas e apresentadas na :

- Definição de objetivo e escopo
- Inventário de Ciclo de Vida (ICV)
- Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)
- Interpretação de resultados

Normalmente, a ACV consiste em um processo iterativo em que a experiência obtida em uma fase posterior pode ser realimentada para modificar uma ou mais etapas anteriores. Neste procedimento, o produto a ser estudado e o propósito da ACV são especificados logo no princípio da definição do objetivo e escopo. Construir o ICV implica em modelagem e realização de cálculos de entradas e saídas do sistema estudado (fluxos energéticos e fluxos materiais). Na fase de avaliação de impacto, as emissões e recursos se relacionam a vários indicadores ambientais (categorias de impacto) através de classificação e caracterização. Eventualmente, os vários impactos ambientais estudados podem opcionalmente ser transformados em uma mesma escala através de estabelecimento de pesos.

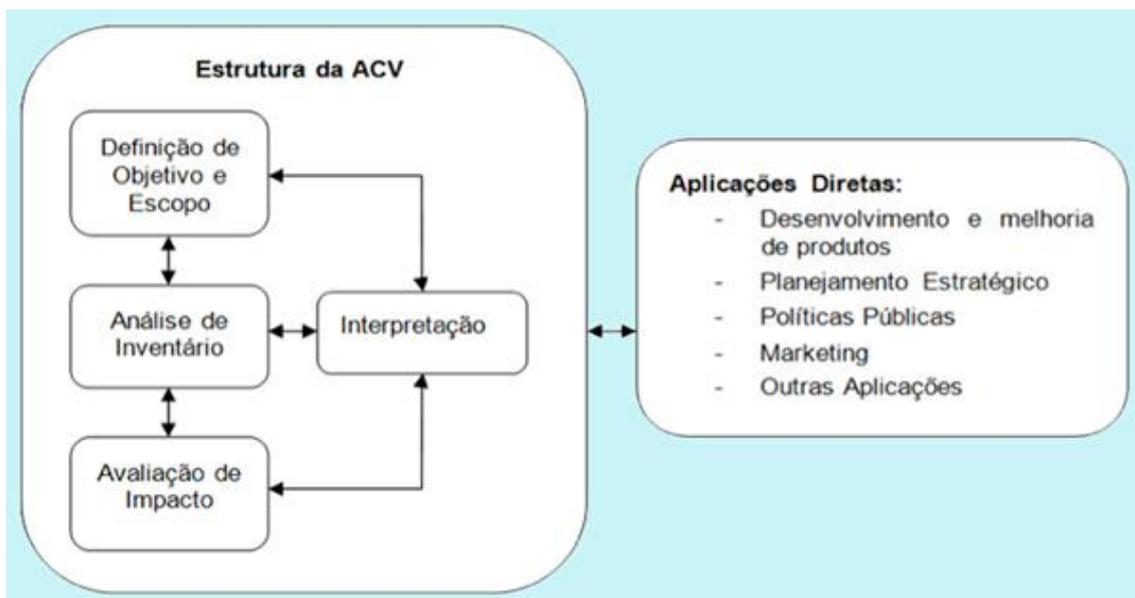


Figura 35. Etapas da ACV e aplicações diretas (ABNT, 2009a)

Dentre as aplicações da ACV podemos citar: desenvolvimento ou melhoria de um produto; planejamento estratégico; elaboração de políticas públicas; *marketing* de um produto, etc. (ABNT, 2009a).

A2.1.3. Tipos de ACV

As escolhas metodológicas de uma ACV dependem da definição do escopo e do objetivo, que definem a questão sendo posta. Dentre os pesquisadores da ACV existe um consenso de que há dois tipos de ACV: atribucional e consequencial (BAUMANN; TILLMANN, 2004).

A ACV atribucional foca em descrever os fluxos físicos que são de relevância ambiental em um sistema de ciclo de vida e os seus subsistemas diretamente relacionados. Por outro lado, a ACV consequencial se define por descrever como esses fluxos poderiam mudar ambientalmente em resposta a possíveis decisões (FINNVEDEN et al., 2009). Algumas fontes chamam estas duas abordagens de “descritiva” (atribucional), e “orientada à mudança” (consequencial).

A ACV atribucional tenta associar um produto ou serviço com os impactos ambientais relacionados no momento atual; já a ACV consequencial compara as consequências

ambientais de roteiros de ação alternativos, através de modelagem dos efeitos de mudanças (logo, para cenários futuros e tomada de decisão). Cada uma das abordagens normalmente está atrelada com uma metodologia a ser seguida (BAUMANN; TILLMANN, 2004), como é descrito na , ainda que não exista uma regra estrita.

Tabela 28. Características de cada tipo de ACV (BAUMANN; TILLMANN, 2004)

Característica	Tipo de ACV	
	Atribucional	Consequencial
Fronteiras do sistema	Aditividade Completa	Partes do sistema afetadas
Procedimento de alocação	Refletindo as causas do problema	Refletindo mudanças Expansão do sistema
Tipo de dados	Médios	Marginais

A2.2. Procedimento para realizar um estudo de ACV

A2.2.1. Definição de objetivo e escopo

De acordo com as normativas ISO 14040 e 14044, a definição de objetivo envolve identificar o propósito específico da ACV e quem vai receber a informação gerada no estudo (qual o público alvo). Na maioria de casos, a ACV envolve comparação de alternativas, tanto qualitativa como quantitativamente. Os resultados podem ser usados em diferentes níveis de tomada de decisão em âmbito acadêmico, corporativo ou público.

A definição de escopo inclui identificar quais são as fronteiras do sistema (ou seja, os processos a serem incluídos como parte do sistema de ciclo de vida), a unidade funcional (UF), e as suposições e hipóteses tomadas para o sistema sob estudo. O nível de detalhe da ACV também é definido nesta etapa, por exemplo, especificando a qualidade de dados que será usada na ICV. Também se define o conjunto de indicadores de impacto a ser utilizados na fase de AICV (ABNT, 2009a,b;RAYMOND, 2005).

Em um estudo de ACV, o sistema pode ser dividido em um “primeiro plano” e um “segundo plano” (em inglês, *foreground* e *background*) (BAUMANN; TILLMANN, 2004). No sistema em primeiro plano há o processo propriamente dito: o sistema sob estudo. Já o sistema de fundo é formado por todas as atividades e processos “rio acima” e “rio abaixo” conectadas ao sistema principal através de fluxos de entrada e saída (*input/output*), que atravessam as fronteiras do sistema. Finalmente, os dois sistemas são conectados diretamente no meio ambiente ou ecosfera, em última instância, através dos fluxos elementares, como é mostrado na . O restante dos fluxos que conectam processos entre si são fluxos intermediários, e o plano onde esses processos acontecem é a tecnosfera. De forma resumida, tecnosfera é por onde passa qualquer processo ou atividade humana. Os fluxos elementares saem da ecosfera e podem ir para tecnosfera, do mesmo jeito que podem voltar da tecnosfera para ecosfera.

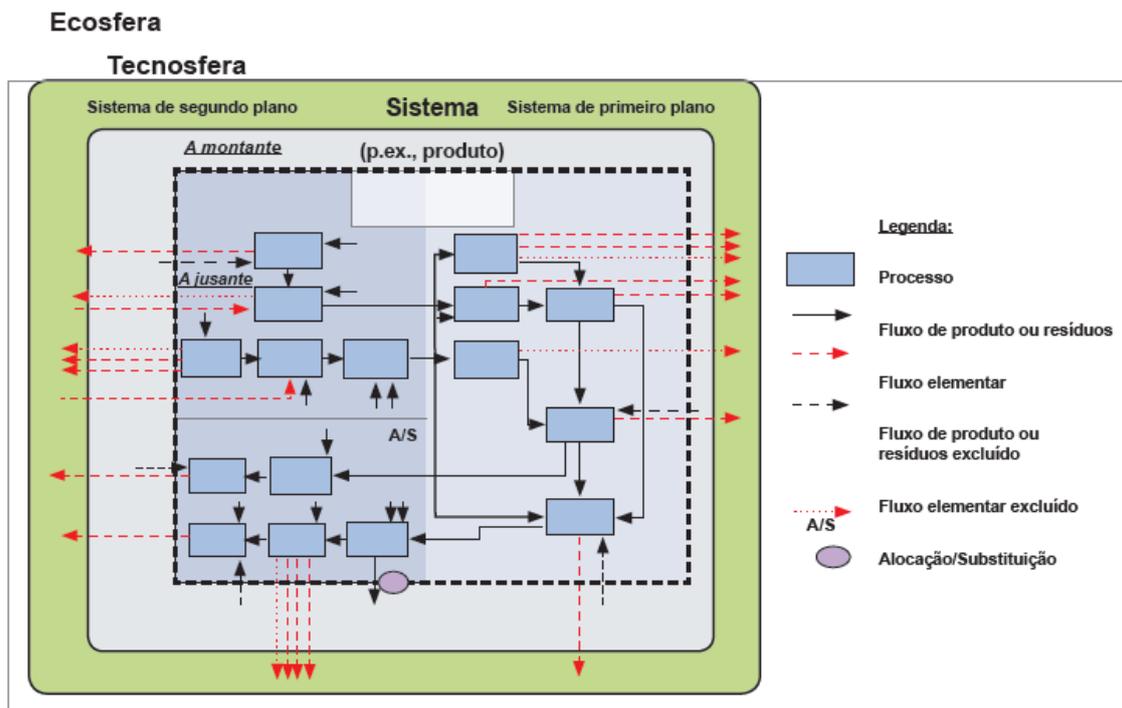


Figura 36. Esquema de sistema de primeiro plano, sistema de segundo plano, e ecosfera em um ACV (JRC, 2010)

Por exemplo, em um sistema em primeiro plano (na tecnosfera) poderia haver um fluxo de água contaminada (fluxo intermediário). No sistema de fundo haveria um sistema de tratamento de águas (também da tecnosfera), enquanto eventualmente a água que sai da planta de tratamento seguirá para um corpo de água doce (fluxo elementar), que é um dos compartimentos do meio ambiente (ecosfera).

A2.2.2. Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

A etapa do ICV consiste em realizar os cálculos do balanço de matéria e de energia do sistema sob estudo. O resultado final é a quantidade de recursos naturais consumidos e de contaminantes gerados através do sistema por unidade funcional. Estes cálculos são geralmente feitos em planilhas de cálculo ou em *softwares* especializados em ACV. Os dados de entrada empregados para um ICV podem ter diversas fontes, incluindo:

- Medidas diretas (em campo, dentro de uma empresa, etc);
- Material teórico, balanços energéticos;
- Dados de relatórios técnicos ou publicações científicas;
- Bancos de dados inseridos nos *softwares* de ACV ou encontrados *online*;
- Estimativas feitas por especialistas na área.

Além dos dados do ICV, é preciso coletar informação sobre a qualidade dos dados (por exemplo, incertezas estatísticas, data e fonte do dado, etc), de forma que os resultados possam ser analisados sob a perspectiva adequada (RAYMOND, 2005).

A2.2.3. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)

A diferença entre ICV e AICV é que na primeira os fluxos elementares são quantificados, enquanto na segunda, esta informação é “traduzida” por meio da caracterização em impactos ambientais potenciais, apresentados por indicadores. Estes podem se agrupar por três tipos: saúde humana, meio ambiente e depleção de recursos (FINNVEDEN et al., 2009). A caracterização é a multiplicação dos fluxos elementares pelo seu fator de caracterização correspondente a um determinado impacto ambiental ou categoria de impacto.

Após a caracterização, os resultados de impacto ambiental por indicadores são expressados em diferentes métricas, e portanto, não podem ser comparados dentre as categorias de impacto. Por isto, às vezes é possível realizar uma normalização, isto é, referenciar os impactos a uma unidade em comum, calculando a magnitude dos resultados do indicador de impacto relativos a alguma informação de referência (chamadas de referências de normalização) (LAURENT, A.; OLSEN; HAUSCHILD, 2010). A normalização de impacto oferece uma situação de referência da pressão no meio ambiente para cada categoria de impacto ambiental. Depois, é possível transformar pontuações de impacto um tanto “abstratas” ou difíceis de interpretar, em contribuições relativas do produto para uma situação de referência, que consiste em um perfil ambiental em uma escala maior (por exemplo, um continente). Algumas referências comuns de normalização são um país ou um continente, dividido pelo número de habitantes. Mas a referência é arbitrária, podendo ser a carga ambiental de uma lâmpada de 60 W por uma hora de uso, ou 100 km de transporte de carro, ou o impacto de um litro de leite. Isto é útil na hora de comunicar resultados para o público geral ou para não especialistas em ACV.

Além da normalização, uma opção posterior é a atribuição de pesos. Alguns métodos permitem fazer isto entre as categorias de impacto. Isto significa que os resultados de categoria de impacto são multiplicados por pesos, e são somados todos juntos para uma pontuação única. A atribuição de pesos pode ser feita em cima de resultados normalizados ou não normalizados (PRÉ CONSULTANTS, 2016).

Em resumo, a AICV consiste de etapas obrigatórias e elementos opcionais. A mostra estes passos, dentre os quais os três últimos são opcionais de acordo com as normativas ISO. Isso significa que nem sempre todos estes passos estarão disponíveis em todos os métodos de AICV.

Tabela 29. Passos obrigatórios e opcionais da etapa AICV

Etapa	Descrição	Tipo
Contribuição individual	Cada fluxo é vinculado às emissões e matérias primas correspondentes, olhando no final das fronteiras do sistema (ecossistema ou meio ambiente)	Obrigatório

Caracterização	As substâncias que contribuem para certa categoria de impacto são multiplicadas por um fator de caracterização que expressa a contribuição relativa da substância	Obrigatório
Normalização	Divisão dos impactos por condições locais (espaciais e temporais) em um conjunto de normalização, para fazê-los mais apropriados no entendimento do contexto ou para comparar categorias de impacto entre si	Opcional
Atribuição de pesos	Estabelecer multiplicação entre critérios ou categorias de impacto, com o intuito de juntá-los em um único índice ou pontuação	Opcional
Avaliação de dano	Combinar ou agrupar um certo de número de indicadores ambientais em uma categoria de dano (ou área de proteção), só válido se os impactos de cada categoria foram expressados na mesma unidade	Opcional

Fonte: (LAURENT, A.; OLSEN; HAUSCHILD, 2010)

Para realizar os passos da AICV deve se escolher um método de avaliação de impacto, e alguns fatores importantes na hora de escolher serão não somente os passos mencionados acima, mas também, as categorias de impacto consideradas no estudo, já previamente definidas no escopo da ACV. Os resultados da AICV assim como do ICV serão analisados na etapa posterior: a interpretação do estudo (JRC, 2010).

As categorias de impacto, ou indicadores, podem ser classificados em 2 tipos principais: de ponto médio ou de ponto final. As de ponto médio (*midpoint*, em inglês) classificam os diversos impactos em áreas específicas, como por exemplo, acidificação, mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio. São fáceis de interpretar, mas difíceis de comparar entre si. Sem a normalização ou atribuição de pesos, não se pode dizer se a eutrofização das águas é um impacto mais importante ou menos importante que a toxicidade humana. E mesmo com a normalização há sempre a dúvida se um dado índice resultante ordena os impactos de forma adequada.

Já os indicadores de ponto final, ponto de extremidade ou de danos (em inglês, *endpoint*), agregam os de ponto médio em um índice mais global, também chamado de “área de proteção”, considerada para cada método. Normalmente, essas áreas de proteção são: danos para saúde humana, danos para o ecossistema (ou ambiente natural), e escassez ou depleção de recursos naturais. A *exibe os passos para obtenção, através do inventário, dos indicadores de ponto médio e de ponto final*(JRC, 2010).

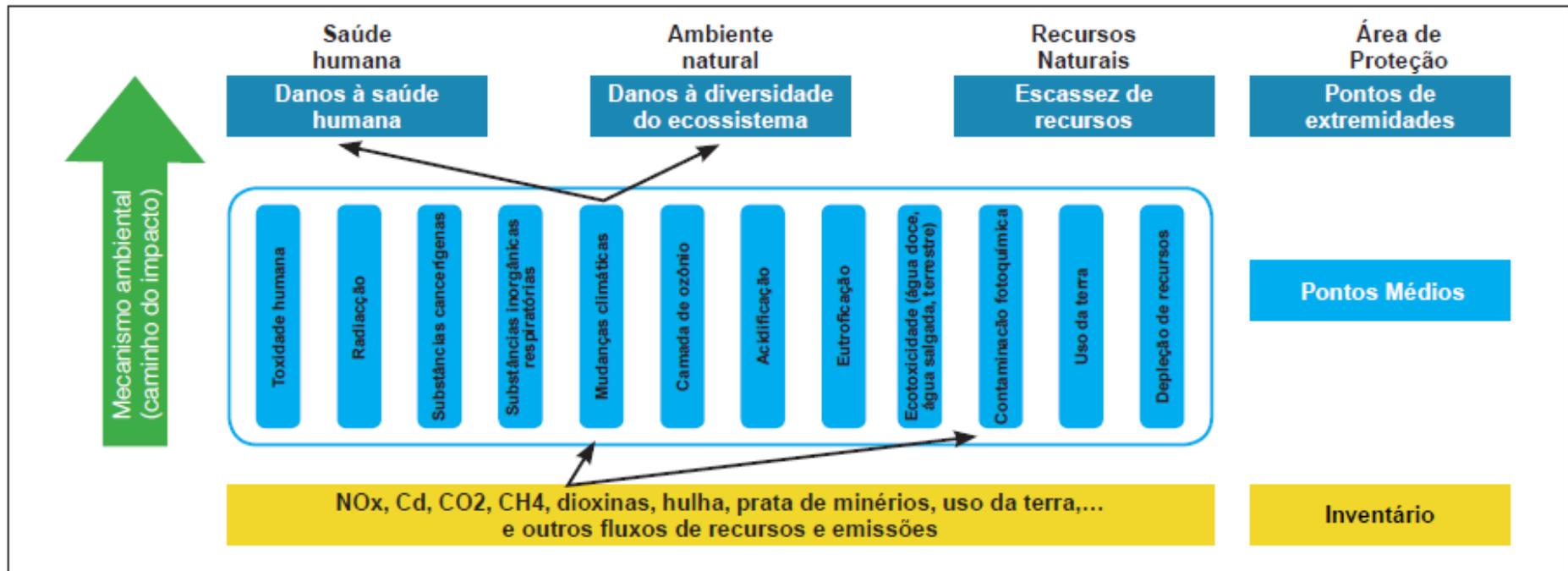


Figura 37. Avaliação de impactos do ciclo de vida. Etapas esquemáticas do inventário aos pontos de extremidade de categoria. A normalização e a ponderação não são mostradas e podem começar nos pontos médios ou nos pontos finais (JRC, 2010)

A seleção das categorias de impacto tem que ser abrangente, no sentido de que tem que cobrir as informações ambientais relevantes relacionadas ao sistema sob análise. Alguma diferença existe apenas no caso em que no objetivo e escopo se coloque alguma limitação, como por exemplo, nos casos de estudos de pegada de carbono, que consideram as intervenções às mudanças climáticas. A exclusão inicial dos impactos relevantes tem que estar documentada e considerada na interpretação dos resultados, na qual constam as conclusões e recomendações do estudo, que podem ser limitadas nesse caso (JRC, 2010).

A escolha do método de impacto depende fortemente das categorias de impacto escolhidas. Cada método utiliza uma maneira diferente de normalizar ou atribuir pesos, então tem-se que estudar previamente as considerações de cada método antes de escolher aquele mais adequado ao estudo. No Anexo 1 são encontrados os métodos de AICV mais utilizados atualmente para aplicação prática em *softwares* de ACV.

**ANEXO 1 – Metodologias de AICV mais utilizadas nos software de ACV.
Elaboração da autora a partir dos sites da Ecoinvent, OpenLCA, Pré Consultants
(SimaPro) e Thinkstep (Gabi)**

Metodologia	Centro(s) desenvolvedor(es)
CML 2001	Universidade de Leiden (Holanda)
Cumulative energy demand	Ecoinvent (Suíça)
Cumulative exergy demand	Ecoinvent (Suíça)
Ecoindicator 99	Pré Consultants (Holanda)
Ecological scarcity 1997, 2006 and 2013	R. Frischknecht et al (Suíça)
EDIP 2003	Institute for Product Development (IPU), Technical University of Denmark (Dinamarca)
ILCD	Joint Research Centre (Comissão Europeia)
IMPACT 2002+	École Polytechnique Fédérale de Lausanne (Suíça)
IPCC 2001, 2007 and 2013	Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)
ReCiPe Midpoint and Endpoint	PRé, CML and RIVM, Radboud University.
TRACI	US Environmental Protection Agency (Estados Unidos)
USEtox	United Nations Environment Program (UNEP) e Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Life Cycle Initiative

ANEXO 2 – Dados de perdas e descarte por continente e grupo de alimentos da FAO (FAO, 2011).

Nota: Todos os dados estão em porcentagem (%).

América Latina e Caribe	Carne	Peixe e marisco	Cereais	Frutas e legumes	Leguminosas e oleaginosas	Raízes e tubérculos	Ovos e laticínios
Produção Agrícola	5,3	5,7	6,0	20,0	6,0	14,0	3,5
Pós-colheita e armazenamento	1,1	5,0	4,0	10,0	3,0	14,0	6,0
Processamento e embalagem	5,0	9,0	4,5	20,0	8,0	12,0	2,0
Distribuição (supermercado e atacado)	5,0	10,0	4,0	12,0	2,0	3,0	8,0
Consumo	6,0	4,0	10,0	10,0	2,0	4,0	4,0

Europa + Rússia	Carne	Peixe e marisco	Cereais	Frutas e legumes	Leguminosas e oleaginosas	Raízes e tubérculos	Ovos e laticínios
Produção Agrícola	3,1	9,4	2	20	10	20	3,5
Pós-colheita e armazenamento	0,7	0,5	4	5	1	9	0,5

Processamento e embalagem	5	6	0,5-10	2	5	15	1,2
Distribuição (supermercado e atacado)	4	9	2	10	1	7	0,5
Consumo	11	11	25	19	4	17	7

Norte-América e Oceania	Carne	Peixe e marisco	Cereais	Frutas e legumes	Leguminosas e oleaginosas	Raízes e tubérculos	Ovos e laticínios
Produção Agrícola	3,5	12	2	20	12	20	3,5
Pós-colheita e armazenamento	1	0,5	2	4	0	10	0,5
Processamento e embalagem	5	6	0,5-10	2	5	15	1,2
Distribuição (supermercado e atacado)	4	9	2	12	1	7	0,5
Consumo	11	33	27	28	4	30	15

Ásia industrializada	Carne	Peixe e marisco	Cereais	Frutas e legumes	Leguminosas e oleaginosas	Raízes e tubérculos	Ovos e laticínios
Produção Agrícola	2,9	15	2	10	6	20	3,5
Pós-colheita e armazenamento	0,6	2	10	8	3	7	1

Processamento e embalagem	5	6	0,5-10	2	5	15	1,2
Distribuição (supermercado e atacado)	6	11	2	8	1	9	0,5
Consumo	8	8	20	15	4	10	5

África Subsariana	Carne	Peixe e marisco	Cereais	Frutas e legumes	Leguminosas e oleaginosas	Raízes e tubérculos	Ovos e laticínios
Produção Agrícola	15	5,7	6	10	12	14	6
Pós-colheita e armazenamento	0,7	6	8	9	8	18	11
Processamento e embalagem	5	9	3,5	25	8	15	0,1
Distribuição (supermercado e atacado)	7	15	2	17	2	5	10
Consumo	2	2	1	5	1	2	0,1

África central, Centro-oeste Asiático	Carne	Peixe e marisco	Cereais	Frutas e legumes	Leguminosas e oleaginosas	Raízes e tubérculos	Ovos e laticínios
Produção Agrícola	6,6	6,6	6	17	15	6	3,5
Pós-colheita e armazenamento	0,2	5	8	10	6	10	6

Processamento e embalagem	5	9	2-7	20	8	12	2
Distribuição (supermercado e atacado)	5	10	4	15	2	4	8
Consumo	8	4	12	12	2	6	2

Sul e Sudeste Asiático	Carne	Peixe e marisco	Cereais	Frutas e legumes	Leguminosas e oleaginosas	Raízes e tubérculos	Ovos e laticínios
Produção Agrícola	5,1	8,2	6	15	7	6	3,5
Pós-colheita e armazenamento	0,3	6	7	9	12	19	6
Processamento e embalagem	5	9	3,5	25	8	10	2
Distribuição (supermercado e atacado)	7	15	2	10	2	11	10
Consumo	4	2	3	7	1	3	1

ANEXO 3 – Dados secundários referentes ao CASO PRÁTICO 1

A.3.1. Exemplo de Folhas de registro do Restaurante Universitário

INSTITUTO DE NUTRIÇÃO JOSUÉ DE CASTRO
SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO DA UFRI - RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO

Data: 09/07/15

Unidade: RU Central RU Letras RU CT

FR 06: CONTROLE QUANTITATIVO DE REFEIÇÕES NA DISTRIBUIÇÃO

Quantitativo total: 2000

Almoço () Jantar

Hora: 12:25/1440
Qtde. parcial: 540/1440
Restante: 1.010

Restante: 200/300
Hora: 12:52
Qtde. parcial: 290/1440
Restante: 580

Preparação	Nº GN pedido / produzido	Nº de GN's recebido	Porção	Média de peso/ GN (Kg)	Nº Porção/ GN	Nº porções recebidas	GN's restantes	Porções restantes	GN's restantes	Porções restantes	GN's restantes	Porções restantes
Entrada alface americana	45	7+16+2	30g	1,2kg	40	29	1.160	11+7+1	760	3+1+8	480	12
Entrada Beterraba cozida	19	5+8+2	40g	3kg	75	7	525	7+1+1	375	1+1	150	5
Prato principal Salsm. de carne		16+2+17+1	240g	7kg	29	7+10	522	6+1+1+4+2	639	3+1+8	522	12
Prato vegetariano Salsm. de pin. de soja		2+2+4	240g	6kg	25	9	225	5+6	225	3+1+8	522	12
Guarnição Batata cozida	48	13+2+14+1+2+29	170g	6kg	35	9	315	6+4	520	3+1+8	522	12
Arroz	31	13+2+14+1+2+29	180g	7kg	38	12+10	836	6+4	520	3+1+8	522	12
Arroz integral	20	15+2+10+1	180g	7kg	38	8+6	532	6+4	380	3+1+8	522	12
Feijão preto	39	19+2+17+2	160g	7kg	43	15+15+1	1.333	12+13	1.161	3+1+8	522	12
Sobremesa normal / Dietética horrore	113	29	150g	—	15	26+15	615	6				
Refresco com açúcar / sem açúcar												

INSTITUTO DE NUTRIÇÃO JOSUÉ DE CASTRO
SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO DA UFRI - RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO

Data de Produção: 08/07/15

Unidade: RU Central e RU CT

FR 41: PRÉ-PREPARO ENTRADA/ SOBREMESA - VISOR

(X) ALMOÇO () JANTAR DE: 08/07/15

VEGETAL/ FRUTA	TIPO DE CORTE	PB (Kg)	PL Previsto (Kg)	Quantidade de GNS	
				CT	Central
Fusilli colorido (20g)	trapezadas	103kg	206kg	80kg	126kg
Passas (15g)		44 pacotes	24kg	17kg	27kg
Emilha (20g)		33 latas	65kg	23kg	42kg
kelancia	culos médios	703kg	416kg	41 Gns e/ e/ 4kg	62 Gns e/ 4kg

Rev. 02

INSTITUTO DE NUTRIÇÃO JOSUÉ DE CASTRO
SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO DA UFRI - RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO
RU Central e RU CT

Data: 30/07/2015 Dia da semana: Sexta-feira Almoço () Jantar

FR 37: FORMULÁRIO DE VOLUME DE PRODUÇÃO E EXPEDIÇÃO - PREPARO QUENTE

Preparações	Previsão		CT		Central	
	CT	Central	Liberado (GN)	Produzido (GN)	Liberado (GN)	
Prato Principal File de Frango 20	1300 + 40 36 GNSIC 30 PE	1900 59 Gm c/1 30 PE	06	12 + 6 + 0 + 5 + 22 =	42 + 1 + 6 + 6	
Molho do Prato Principal Molho de cebola	4 GNSIC 18 PE	10 Kg p/GN				
Prato Vegetariano Torta de queijo de buco com molho de tomate	10 GNSIC 18 PE	16 Gm c/1 18 PE		10	16	
Molho do Prato vegetariano	-	-				
Guarnição Repolho com Mandioca 15	26 GNSIC 6 Kg	26 Gm c/1 6 Kg		11 + 10 + 6	27	
Molho da Guarnição	-	-				
Arroz Branco 15	19 GNSIC 7 Kg	29 Gm c/1 7 Kg	04	03	31	33
Arroz Integral 10	13 GNSIC 7 Kg	19 Gm c/1 7 Kg	03	3	21	24
Feijão / Leguminosa 9	12 GNSIC 14 Kg	29 Gm c/1 14 Kg	03	23 + 20	43	
Molho de Feijão / Leguminosa	2 GNSIC 14 Kg	-				
Molho de Feijão / Leguminosa	1 GN c/1 3 Kg	-				

Patricia Guimheres
Jatiane de Mattos

Responsável pela liberação: RAZUEL

INSTITUTO DE NUTRIÇÃO JOSUÉ DE CASTRO
SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO DA UFRI - RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO
Unidade: RU Central e RU CT

Rev. 02

FR 42: PRÉ-PREPARO GUARNIÇÃO - VISOR

Data da Produção: 06/07/15

ALMOÇO DE: 08/07/15

VEGETAL	TIPO DE CORTE	PS (Kg)	PL Previsão (Kg)
Super			
Cenoura	Ralada com óleo	15 Kg	13,6 Kg
Salsina	picada	1 Kg	0,86 Kg
Couve manteiga	Folhas finas limpas e cozidas para tempero	143 Kg	114 Kg
Cebola	picada	17 Kg	11 Kg
Guarnição			
Cenoura	Balotos	235 Kg	203 Kg
Salsina	Balotos	258 Kg	227 Kg
Couve manteiga	picada	8 Kg	7 Kg
Mostrarda	Cubos médios	65 Kg	56 Kg
Alface	picada	3 Kg	2,6 Kg
Couve manteiga	Cubos para tempero	40 Kg	34 Kg

A.3.2. Pegada de carbono da produção primária (agricultura ou criadouro) dos ingredientes usados para o cálculo dos dois restaurantes.

Alimento	Pegada carbono/ kg alimento	País	Fonte
Carne suína	3,8	Suécia	(CEDERBERG, 2009)
	2,7	Suécia	(CEDERBERG, 2011)
Carne bovina	28,7	Brasil	(CEDERBERG, 2009)
	20	Suécia	
Carne de frango	2,9	Dinamarca	(CEDERBERG, 2009)
	2,15	Suécia	
	2,2	Brasil, França	(SILVA JUNIOR, DA; CHERUBINI; SOARES, 2012)
Queijo	13,30	Suécia	(CEDERBERG, 2009)
	10,80	Suécia	
Ovos	1,44	Suécia	(CEDERBERG, 2009)
	1,50	Suécia	
	5,20	Reino Unido	
	6,20	Reino Unido	
Cenoura	0,24	Suécia	(WIVSTAD; CEDERBERG; SONESSON, 2009)
	0,07	Suécia	(WIVSTAD; CEDERBERG; SONESSON, 2009)
	0,14	Dinamarca	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Beterraba	0,09	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
	0,06	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Cebola	0,25	Suécia	(WIVSTAD; CEDERBERG; SONESSON, 2009)
	0,07	Suécia	(WIVSTAD; CEDERBERG; SONESSON, 2009)
	0,15	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Tomate	2,90	Reino Unido	(GUSTAVSSON, 2010)
	0,08	Espanha	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
	2,70	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Pepino	4,37	Dinamarca	(WIVSTAD;

			CEDERBERG; SONESSON, 2009)
	1,15	Suécia	(WIVSTAD; CEDERBERG; SONESSON, 2009)
	0,32	Reino Unido	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Alface	0,45	Espanha	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
	0,35	Suécia	(WIVSTAD; CEDERBERG; SONESSON, 2009)
	0,26	França	(WIVSTAD; CEDERBERG; SONESSON, 2009)
Maçã	0,10	Suécia	(WIVSTAD; CEDERBERG; SONESSON, 2009)
Laranja	0,41	Brasil	(MORDINI; NEMECEK; GAILLARD, 2009)
	0,90	India	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Arroz	1,40	India	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Trigo	0,40	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
	0,07	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Batata inglesa	0,08	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
	0,10	Reino Unido	(GARNETT, 2006)
	0,16	Dinamarca	(NIELSEN et al., 2003)
	0,22	Dinamarca	(NIELSEN et al., 2003)
Salmão	3,00	Chile	(TYEDMERS, 2009)
Bacalhau	1,20	Dinamarca	(FVM, 2009)
	3,20	Dinamarca	
Pintado	1,64	Estados Unidos	(BOYD; POLIOUDAKIS; HANSON, 2014)
Grão de bico	0,22	Holanda	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
	0,18	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Ervilha	0,20	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
	0,10	Canadá	
Milho	0,50	Canadá	(MA et al., 2012)
	0,22	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)
Feijão	0,35	Suécia	(LIVSMEDELSVERKET, 2008)

A.3.3. Aproximação de ingredientes para calcular a pegada de carbono dos menus dos dois restaurantes.

Restaurante	Carne	Peixe	Cereais	Fruta	Leguminosas e oleaginosas	Raízes e tubérculos	Legumes	Outros produtos vegetais industrializados	Ovos e laticínios
Restaurante a kilo	63% bovina, 20% aves, 17% suína	66% salmão, 14% pintado, 20% bacalhau	90% arroz, 10% trigo	Maçã e laranja	Feijão	Batata inglesa	Cenoura, cebola, beterraba, tomate, pepino, alface (média)	Milho, grão de bico e ervilha (em conserva)	Queijo e ovo (50% cada)
Restaurante universitário	40% bovina, 50% aves, 10% suína	Não teve peixe							

Nota: Os dados de carne e peixe correspondem à distribuição realmente servida. A distribuição do restante se condiz com aqueles ingredientes cuja pegada de carbono foi obtida através da literatura e foram feitas médias dos valores.

A.3.4. Valores médios de quilometragem, consumo e emissões de GEE para veículos do ciclo Diesel (MMA, 2010) e para navio, da Ecoinvent (WERNET et al., 2016)

Categoria	Quilometragem por litro (km/Ldiesel)	Consumo específico de diesel (L_{diesel}/100 km)	Emissões por km (kg CO₂-eq/km)
Comerciais Leves	9,09	11	1,210
Caminhões leves (3,5t < PBT < 10t)	7,61	13,14	1,726
Caminhões médios (10t ≤ PBT < 15t)	5,56	18	3,237
Caminhões pesados (PBT ≥ 15t)	3,17	31,5	9,936
Navio “ <i>Freight ship (GLO), attributional</i> ” (nome em Ecoinvent)	-	-	0,0116*

*Dado em kg CO₂-eq/tkm

A.3.5. Origem dos alimentos e distâncias calculadas através do Google Maps. O transporte foi escolhido segundo a classificação do Ministério de Meio Ambiente para emissões de transporte (MMA, 2011)

Alimento	Origem de produção	Fonte	Distancia até Rio de Janeiro (km)	Tipo transporte
Cereais				
Arroz	Rio Grande do sul (54%), Santa Catarina e Mato Grosso	(ARROZ, 2015)	1533	Caminhão pesado 30 t
Trigo	São Paulo, única trituratora de trigo duro	(TRIGO, 2015)	450	Caminhão pesado 30 t

Leguminosas

Feijão	Paraná e Minas Gerais	(FEIJÃO, 2015)	675	Caminhão pesado 30 t
Lentilha	Canadá, Argentina e USA. Considerar Argentina	(LENTILHA, 2015)	3300	Caminhão pesado 30 t
Peixe				
Salmão	Sul do Chile (considerando porto de San Gregorio)	(SALMÃO, 2015)	4068	Navio
Pintado	Pantanal e na Bacia do Rio São Francisco (Estados de Pernambuco, Bahia, Alagoas, Sergipe, São Paulo, Minas Gerais, Paraná e Rio Grande do Sul).	(PINTADO, 2015)	750	Caminhões leves 5 t
Bacalhau	Principal volume Argentina, depois Chile	(BACALHAU, 2015)	3000	Navio
Carne				
Carne bovina	Considerado MG por ser perto e 2º maior produtor	(BOVINA, 2015)	450	Caminhões leves 5 t
Carne aves	Paraná e Rio Grande do sul	(AVES, 2015)	1170	Caminhões leves 5 t
Carne suína	Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul	(SUÍNA, 2015)	1161	Caminhões leves 5 t
Legumes e hortaliças				
Sem industrializar				
Tomate mesa	25,8% SP; 23,6% Região Sul; 17,9% MG; 22% Nordeste e 10,7 % RJ. Considera-se o RJ por ele ter suficiente volume e pela proximidade	(TOMATE, 2015)	100	Caminhão médio 15 t
Cebola	57,7% Sul, 23,5% Sudeste,	(CEBOLA, 2015)	750	Caminhão médio 15 t

	22,1% Bahia e Pernambuco, 15,3% SP e 3% Goiás.			
Alface	Considerado SP Sul e Sudeste (média entre RJ, SP e MG)	(ALFACE, 2015)	433	Caminhão médio 15 t
Cenoura	Sudeste, Sul e Nordeste. Escolhido MG pois é um dos maiores produtores	(CENOURA, 2015)	450	Caminhão médio 15 t
Industrializadas				
Milho	Sul (43 % da produção), Sudeste (25 % da produção) e Centro - Oeste (22% da produção). Média Sul (SC, PR, RS)	(MILHO, 2015)	1161	Caminhão médio 15 t
Palmito	Normalmente na região norte mas agora também em Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina. Foi escolhida uma média da região Sudeste	(PALMITO, 2015)	433	Caminhão médio 15 t
Ervilha	Sul e Cerrado. Média da Região Sul (SC, PR, RS)	(ERVILHA, 2015)	1161	Caminhão médio 15 t
Frutas				
Laranja	SP	(LARANJA, 2015)	750	Caminhão médio 15 t
Maçã	60% Santa Catarina	(MAÇÃ, 2015)	1144	Caminhão médio 15 t
Melancia	Rio Grande do Sul, Bahia, Goiás, São Paulo, Tocantins, Rio Grande do Norte, Pernambuco e Pará, sendo as regiões Sul e Nordeste,	(MELANCIA, 2015)	1500	Caminhão médio 15 t

Limão	responsáveis por 34,8% e 28,8%, respectivamente, da produção nacional Considerando São Paulo por ser o maior produtor	(LIMÃO, 2015)	750	Caminhão médio 15 t
Ovos e laticíneos				
Ovos	Considerando São Paulo por ser o maior produtor	(OVOS, 2015)	750	Comerciais leves 1 t
Queijo	Considerando Minas Gerais	-	450	Comerciais leves 1 t
Raízes e tubérculos				
Batata	33,4 % Região Sul, 50% Sudeste, 7% Goiás e 7,8% Bahia. Consideramos MG por ele ocupar 33% e o segundo SP, com 18,5%	(BATATA, 2015)	450	Caminhão pesado 30 t
Mandioca	SP, MS e PR	(MANDIOCA, 2015)	250	Caminhão pesado 30 t

A.3.6. Dados de consumo de eletricidade para processamento industrial de alguns ingredientes, extraídos do banco de dados LCA Food DK (NIELSEN et al., 2003)

Item alimentar	kWh/kg
Farinha de trigo	0,080
Congelamento e preparação das postas de peixe processado	0,076
Produção de queijo	58,54
Boi (abatedouro)	0,040
Porco (abatedouro)	0,084
Frango (abatedouro)	0,200

A.3.7. Valores de consumo de eletricidade para refrigeração e congelamento de alimentos usados para transporte de carne e peixe. Valores de mercado na Dinamarca em 2002, do banco de dados LCA Food (NIELSEN et al., 2003)

Item	Consumo eletricidade (kWh/litro e dia)
Refrigeração com certificação energética C (capacidade 255 litros)	2,7
Congelamento com certificação energética C (capacidade 269 litros)	5

A.3.8. Dados usados de emissões de GEE da matriz elétrica do Brasil, médias anuais (MME, 2015)

Ano	t CO₂-eq/MWh
2010	0,0512
2011	0,0292
2012	0,0653
2013	0,0960
2014	0,1337
Média	0,075

A.3.9. Dados de processamento em cozinha, extraídos do banco de dados LCA Food DK (NIELSEN et al., 2003)

Alimento	Processo	kWh/kg alimento cru
Legumes	Ferver água (cozinhar)	0,12
	Ferver água (cozinhar)	0,22
Macarrão	Ferver água (cozinhar)	0,96
	Ferver água (cozinhar)	2,00
Arroz	Ferver água (cozinhar)	2,46
Todos	Forno – pré-aquecimento até 200 graus	0,50
	Forno – manter 200 graus durante 1 h	0,50

ANEXO 4 – Dados secundários referentes ao CASO PRÁTICO 2

A.4.1. Índices de cocção dos alimentos mais representativos

Alimento preparado	Quantidade produzida	% em relação ao total	IC	Fonte	Considerações
Legumes (assados, cozidos, etc)	259,279	19,47	0,9	(ORNELLAS; KAJISHIMA; VERRUMA-BERNARDI, 2007)	Baseando-se nos legumes cozidos encontrados na tabela
Massa	155,325	11,66	2,4	(ANJOS, 2001)	Média entre as massas spaghetti, penne e parafuso
Batatas assadas	128,236	9,63	0,75	(ORNELLAS; KAJISHIMA; VERRUMA-BERNARDI, 2007)	Média entre IC de batatas feitas por diferentes preparações
Sorvete	118,746	8,92	1	estimativa	Não houve adição de outros ingredientes
Panificados	74,894	5,62	0,9	estimativa	Obtido na aula prática de panificação da Unicamp
Caldinho (baroa, batata, cenoura, abóbora)	74,656	5,60	2,6	(ORNELLAS; KAJISHIMA; VERRUMA-BERNARDI, 2007)/estimativa	Considerou-se a média entre o IC do purê e angu
Arroz	69,21	5,20	2,33	(ANJOS, 2001)	Arroz polido
Purê (batata, cenoura, baroa)	56,714	4,26	1,2	(ORNELLAS; KAJISHIMA; VERRUMA-BERNARDI, 2007)	Considerando o IC do purê de batatas
Salada	45,656	3,43	1	estimativa	Servido cru
Frutas frescas	45,286	3,40	1	estimativa	Servido cru

Creme de feijão	38,064	2,86	3	(ORNELLAS; KAJISHIMA; VERRUMA-BERNARDI, 2007)	Considerou-se o IC do feijão com caldo
Feijao	28,9	2,17	1,89	(ANJOS, 2001)	Feijão carioca
Peixe	29,47	2,21	0,70	(ORNELLAS; KAJISHIMA; VERRUMA-BERNARDI, 2007)	-
Polenta	24,392	1,83	4	(ORNELLAS; KAJISHIMA; VERRUMA-BERNARDI, 2007)	Aconsiderou-se o valor do angu
Banana assada	20,02	1,50	0,9	(ORNELLAS; KAJISHIMA; VERRUMA-BERNARDI, 2007)	Estimativa baseada do IC de cocção de legumes
Suco	13,89	1,04	1	estimativa	Considerada só fruta sem água adicionada
Pêra ao vinho	10,932	0,82	1	estimativa	Considerou-se que a água perdida foi substituída por vinho

A.4.2. Doação de alimentos e cálculo das perdas “bottom-up” (perdas na fase pós-colheita, 10%, perdas na fase agrícola, 20%), considerando os alimentos que somam 90% de representatividade. (FAO, 2011)

Alimento	Quantidade total recebida (kg)	% Representatividade	Quantidade que seria transportada (da produção agrícola até o CEASA) (kg)	Quantidade que seria produzida na prod agrícola (kg)
Cenoura	1.167,30	26%	1.284,03	1.540,84
Batata	297,80	7%	327,58	393,10
Banana	270,60	6%	297,66	357,19
Laranja	215,10	5%	236,61	283,93
Tomate	191,30	4%	210,43	252,52
Batata baroa	189,70	4%	208,67	250,40
Pêra	184,60	4%	203,06	243,67
Tangerina	166,90	3%	183,59	220,31
Limão	145,70	3%	160,27	192,32
Folhas	144,00	3%	158,40	190,08
Mamão	119,00	3%	130,90	157,08
Goiaba	113,40	3%	124,74	149,69
Uva	102,90	2%	113,19	135,83
Abobrinha	99,50	2%	109,45	131,34
Maçã	95,50	2%	105,05	126,06
Coco	88,00	2%	96,80	116,16
Abacaxi	72,20	2%	79,42	95,30
Vagem	61,90	1%	68,09	81,71
Melão	60,70	1%	66,77	80,12
Chuchu	54,70	1%	60,17	72,20
Repolho	49,80	1%	54,78	65,74
Pessego	44,30	1%	48,73	58,48
Maracujá	40,00	1%	44,00	52,80

A.4.3. Pegada de carbono da produção agrícola dos alimentos doados

Alimento	Pegada CO₂ (kg CO₂eq/kg produção)	Fonte
Cenoura	0,2	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Batata	0,18	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Banana	0,72	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Laranja	0,108	(KNUDSEN et al., 2010)
Tomate	0,48	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017) (média de <i>open field</i> e <i>passive greenhouse</i>)
Batata baroa	0,18	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017) (considerado batata inglesa)
Pêra	0,31	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Tangerina	0,51	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Limão	0,26	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Folhas	0,37	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Mamão	0,3	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Goiaba	0,28	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Uva	0,37	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Abobrinha	0,21	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Maçã	0,29	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Coco	0,45	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Abacaxi	0,5	(INGWERSEN, 2012)
Vagem	0,75	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Melão	0,51	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Chuchu	0,21	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017) (considerado abobrinha)
Repolho	0,37	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017) (considerado alface)
Pessego	0,43	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Maracujá	0,3	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)

A.4.4. Origem dos alimentos e distâncias consideradas para o transporte desde sua produção até o CEASA-RJ

Alimento	Cidade/Estado no qual é produzido*	Distância (km) do lugar da produção até o CEASA-RJ**
Cenoura	Carandaí-MG	297
Batata	Bom Repouso-MG	412
Banana	Jaíba-MG	1050
Laranja	Casa Branca-SP	603
Tomate	Alfredo Vasconcelos-MG	277
Batata baroa	Agudos do Sul-PR	896
Pêra	Barracão-PR	1377
Tangerina	Belo Horizonte-MG	430
Limão	Itajobi-SP	785
Folhas	Bom Jardim-RJ	179
Mamão	Linhares-ES	665
Goiaba	Cachoeiras De Macacu-RJ	108
Uva	Casa Nova-BA	1963
Abobrinha	Fundão-ES	583
Maçã	Caxias do Sul-RS	1399
Coco	Jaguaré-ES	732
Abacaxi	Floresta Do Araguaia-PA	2395
Vagem	Bom Jardim-RJ	179
Melão	Juazeiro-BA	1895
Chuchu	Bom Jardim-RJ	179
Repolho	Domingos Martins-ES	536
Pessego	Antônio Prado-RS	1357
Maracujá	Livramento De Nossa Senhora-BA	1304

* (CONAB, 2017)

**Distâncias consultadas no Google Maps (Outubro 2017). Considerado o transporte “EURO 3, 3,5-7,5 ton carga” do banco de dados Ecoinvent v3 para o AICV.

Distância entre o CEASA e o RG: 27 km (também consultado no Google Maps). Considerado o transporte “*light commercial vehicle*” do banco de dados Ecoinvent v3 para o AICV.

A.4.5. Lista de alimentos comprados, com a origem e distâncias consideradas para o transporte desde sua industrialização até a cidade do Rio de Janeiro; e com a pegada de carbono para cada um.

Alimento	Quantidade total	%	Cidade/Estado no qual é produzido	Distância do lugar da produção até o Rio (km)*	Fonte	Pegada CO₂ (kg CO_{2eq}/kg produção)	Fonte
Pescada	45	15%	Campos Dos Goytacazes-RJ	288	(CONAB, 2017)	9,77	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Bovina	26,2	9%	Inhumas-GO	1333	(CONAB, 2017)	26,61	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Ovos	21,3	7%	Itanhauma - MG	506	Embalagem	3,46	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Óleo de soja	20,7	7%	Eduardo Magalhães - BA	1667	Embalagem	2,024	(MUÑOZ; SCHMIDT; DALGAARD, 2014)
Azeite	20	7%	Portugal	7482	Embalagem	1,02	(PROIETTI et al., 2015)
Aves	19,4	7%	Jaguapitã-PR	1012	(CONAB, 2017)	3,65	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Açúcar	19	6%	São Paulo -SP	417	Embalagem	0,23	(SEABRA et al., 2011)
Farinha de trigo	17	6%	Rio de Janeiro -RJ	0	Embalagem	0,52	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Manteiga	13,2	4%	Minas Gerais	637	Telefonema	9,25	(CLUNE;

Sal	13	4%	Mossoró - RN	2430	Embalagem	0,251	CROSSIN; VERGHESE, 2017) (WERNET et al., 2016)
Tomate	10,5	4%	Alfredo Vasconcelos-MG	277	(CONAB, 2017)	0,48	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)
Folhas	7,5	3%	Bom Jardim-RJ	109	(CONAB, 2017)	0,37	(CLUNE; CROSSIN; VERGHESE, 2017)

*Distâncias consultadas no Google Maps (Outubro 2017). Considerado o transporte “EURO 3, 3,5-7,5 ton carga” do banco de dados Ecoinvent v3 para o AICV.

A.4.6. Insumos de limpeza e descartáveis

Item	Quantidade (kg)	Fonte*
Alcool hidratado 92	12	Methanol (GLO) market
Alvejante	20	Sodium chloride, brine solution (GLO) market
Bobina picotada 20x30	1	PEAD (GLO) market + <i>extrusion process</i>
Bobina picotada 30x40	3	PEAD (GLO) market + <i>extrusion process</i>
Bobina picotada 40x50	5	PEAD (GLO) market + <i>extrusion process</i>
Bobina PVC filme	2	PVC (GLO) market + packaging film process
Cera incolor	5	Paraffin (GLO) market
Desinfetante	20	Sodium chloride, brine solution (GLO) market
Desinfetante floral	5	Sodium chloride, brine solution (GLO) market
Detergente liquido minuano	24	Soap (GLO) market
Esponja biodegradavel	0,24	Polyester-complexed starch biopolymer (GLO) market for + polyactide, granulate (GLO) market for + foaming process
Esponja dupla face	0,282	PU (GLO) market + foaming process
Guardanapo	0,918	(GEMECHU et al., 2013)
Interfolha	16,68	(GEMECHU et al., 2013)
Luva cirurgica	0,836	Latex (GLO) market
Papel higienico	6,048	(GEMECHU et al., 2013)
Papel higienico	24,192	(GEMECHU et al., 2013)
Sabão em pó	10	Soap (GLO) market
Sabonete liquido	10	Soap (GLO) market
Saco de lixo (100L) reforc	13,544	PEBD (GLO) market + <i>extrusion process</i>
Saco de lixo (100L) transp	13,544	PEAD (GLO) market + <i>extrusion process</i>
Toalha bobina	15,624	(GEMECHU et al., 2013)
Touca descartavel	0,13	PP (GLO) market + <i>extrusion process</i>

*Dado no Banco de dados Ecoinvent v3 (WERNET et al., 2016) ou outras fontes

A.4.7. Tratamento de resíduos e pegada de carbono

Tipo tratamento	kg CO₂ eq/kg lixo tratado	Fonte
Aterro		
Lixo orgânico vegetal	0,712	Modelado no software Easetech para o aterro sanitário de Seropédica (RJ), características da modelagem em (ANGELO et al., 2017)
Lixo orgânico animal	1,153	
Reciclagem		
Vidro	0,922	(KING; GUTBERLET; SILVA, 2013)
Plástico	0,183	
Papel	0,323	
Metal (alumínio)	0,154	
Tratamento de efluentes		
Água (ETE)		
Tratamento de água doméstica nos países EU-27 segundo a Diretiva Europeia	0,0285	SimaPro, ELCD (European Life Cycle Database), método ReCiPe H
Óleo		
Tratamento de água, contaminação levemente com carga orgânica, EU-27	0,0365	SimaPro, ELCD (European Life Cycle Database), método ReCiPe H
Tratamento de água, contaminação com carga orgânica, EU-27	0,0833	SimaPro, ELCD (European Life Cycle Database), método ReCiPe H
Compostagem		
Composteira em leira estática, no Rio de Janeiro, 32 toneladas, 63% de alimento em massa fresca	0,0159	(INÁCIO et al., 2012)

A.4.8. Consumo de energia, água potável e gás natural no RG (NI= não informado)

Fonte: faturas mostradas pelo RG

Mês	Consumo energia (kWh)	Consumo água (m ³)	Consumo gás (m ³)
08/2016	NI	NI	NI
09/2016	NI	NI	112
10/2016	8320	NI	293
11/2016	8240	64	89
12/2016	12800	NI	106
01/2017	13040	52	217
02/2017	14880	64	100
03/2017	12560	NI	166
04/2017	6960	76	178
05/2017	4640	NI	180
06/2017	4480	74	214
07/2017	3760	62	212
08/2017	4640	NI	NI
Média	8574,54	65,33	169,72

A.4.9. Emissões de carbono para os consumos de eletricidade, gás natural e água potável

Item	Descrição da fonte	Unidade	Fonte
Eletricidade	Energia elétrica 2015, Brasil	0,1396 kg CO _{2eq} /kWh	(EPE, 2016)
Gás natural	Pressão média 0,1-1 bar, RoW	0,662 kg CO _{2eq} /kg	Ecoinvent v3, método ReCiPe H (WERNET et al., 2016)
Água potável	Água doméstica, RoW (resto do mundo), produção e distribuição	4,74E-4 kg CO _{2eq} /kg	Ecoinvent v3, método ReCiPe H (WERNET et al., 2016)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **NBR ISO 14040 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - princípios e estrutura**. Brasil. 2009a.

ABNT **NBR ISO 14044 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - requisitos e orientações**. Brasil. 2009b.

ABRAS. **16ª Avaliação de Perdas no Varejo Brasileiro: Supermercados**. 2016. Disponível em: < http://www.abras.com.br/pdf/forum_perdas_2016.pdf >. Acesso em: 02/fev./17

AGÊNCIA BRASIL. **Brasil desperdiça 40 mil toneladas de alimento por dia**. 2016. Disponível em: < <https://economia.terra.com.br/brasil-desperdica-40-mil-toneladas-de-alimento-por-dia,9ca8cd773b632479ed5bcba0abc1016fbmjwajh9.html> >. Acesso em: 15/fev./17

ALFACE. 2015. Disponível em: <http://www.cnph.embrapa.br/paginas/serie_documentos/publicacoes2009/cot_75.pdf>. Acesso em: 02/jun./15.

ANDERSEN, J. K. et al. **Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling**. *Waste Management*, [s.l.], v. 32, no 1, p. 31–40, 2012. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2011.09.014.

ANDRADE, P. **Fruticultura - Aspectos Socio-econômicos**. 2008. Disponível em: <<http://slideplayer.com.br/slide/1269664/>>. Acesso em: 31/jan./17.

ANGELO, A. C. M. et al. **Life Cycle Assessment and Multi-criteria Decision Analysis: Selection of a strategy for domestic food waste management in Rio de Janeiro**. *Journal of Cleaner Production*, [s.l.], v. 143, p. 744–756, 2017. ISSN: 09596526, DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.12.049.

ANJOS, M. C. R. **Relação de fatores de correção e índice de conversão (cocção) de alimentos**. 2001. Disponível em: <<https://www.scribd.com/doc/129583121/Fatores-de-coccao>>.

ARC. **Diagnosi del malbaratament alimentari a catalunya**. 2011. Disponível em: <<http://www.pontalimentari.org/download-attachment/365>>. Acesso em: 10/dez./14.

ARROZ. 2015. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/vegetal/culturas/arroz>>. Acesso em: 02/jun./15.

AVEGLIANO, R. P.; MAIHARA, V. A.; SILVA, F. F. **Metodologia de Estudo de Dieta Total no Estado de São Paulo para estimativa de ingestão dietética de elementos tóxicos e essenciais: a elaboração da Cesta de Mercado (Market Basket).** *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, [s.l.], v. 28, no 1, p. 90–97, 2008.

AVES. 2015. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/aves>>. Acesso em: 02/jun./15.

BACALHAU. 2015. Disponível em: <<http://r1.ufrj.br/cpda/wp-content/uploads/2014/10/Disserta%C3%A7%C3%A3o-definitiva.pdf>>. Acesso em: 02/jun./15.

BAKAS, I. et al. **LCA applied to solid waste management systems: a comprehensive review.** SETAC Europe 18th LCA Case Study Symposium – Sustainability Assessment in the 21st Century. Copenhagen, Denmark.: [s.n.], 2012.

BATATA. 2015. Disponível em: <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/estudos_lupa/Perfil_da_Olericultura_SP_2011-2012.pdf>. Acesso em: 02/jun./15.

BAUMANN, H.; TILLMANN, A.-M. **The hitch hikers's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application.** Lund: Studentlitteratur, 2004. ISBN: 91-44-02364-2.

BELIK, W. **Distribuição e comercialização: Redução de perdas e desperdício na distribuição e comercialização de alimentos.** 2016. Disponível em: <<http://www.firjan.com.br/eventos/sustentabilidade-e-alimentacao-o-caminho-para-a-reducao-do-desperdicio.htm>>. Acesso em: 15/abr./16.

BERETTA, C. et al. **Quantifying food losses and the potential for reduction in Switzerland.** *Waste Management*, [s.l.], v. 33, no 3, p. 764–773, 2013. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2012.11.007.

BERNSTAD, A. K.; CANOVAS, A.; VALLE, R. **Consideration of food wastage along the supply chain in lifecycle assessments: A mini-review based on the case of tomatoes.** *Waste Management & Research*, [s.l.], 2016. ISSN: 0734-242X, 1096-3669, DOI: 10.1177/0734242X16666945.

BGA. 2017. Disponível em: <<http://bga.com.br/o-sucesso-da-benassi/>>. Acesso em: 02/fev./17.

BIO IS. **Assessment of Resource Efficiency in the Food Cycle. Final report for the European Commission.** 2012. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/foodcycle_Final%20report_Dec%202012.pdf>. Acesso em: 12/dez./16.

BIOWASTE. Nordic Council of Ministers, 2008. ISBN: 978-92-893-3408-2, DOI: 10.6027/tn2007-602.

BJARNADÓTTIR, H. J. et al. **Guidelines for the use of LCA in the waste management sector**. Finland: NORDTEST, 2002.

BONJANIC, A. **Cenário do desperdício de alimentos no Brasil: Boas Práticas de Redução de Desperdício na Cadeia de Valor do Setor da Alimentação**. 2016. Disponível em: <<http://www.firjan.com.br/eventos/sustentabilidade-e-alimentacao-o-caminho-para-a-reducao-do-desperdicio.htm>>. Acesso em: 15/abr./16.

BOYD, C. E.; POLIOUDAKIS, M.; HANSON, T. **Carbon Footprint of US Farm-Reared Catfish**. *Auburn University, Alabama*. 2014. Disponível em: <http://polioudakis.com/MAIN/L01_Mike/L02_Mike_Papers/L02_texts/2014_09_18_Originals_02/2010_Carbon%20Footprint_of_US_farm_reared_catfish.pdf>. Acesso em: 15/abr./16.

BOVINA. 2015. Disponível em: <<http://www.abiec.com.br/download/Sustentabilidade%20e%20frigorificos%20associados.pdf>>. Acesso em: 02/jun./15.

BRASIL. Lei n. 12.305, de 02 de ago. de 2017. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**, Brasília, DF, ago 2010.

BUZBY, J.; HYMAN, J. **Total and per capita value of food loss in the United States**. *Food Policy*. [s.l.], v. 37, n^o 5, p. 561–570, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.06.002>.

CAIXA K. 2018. Disponível em: <http://www.hortibrasil.org.br/images/stories/biblioteca/faqemb/resp41.htm>. Acesso em 07/jan./18.

CÁNOVAS, A.; BERNSTAD, A.; VALLE, R. **Mapping of food waste prevention actions into the Food Supply Chain for Life Cycle Management strategies**. Dublin, Ireland: [s.n.], 2016.

CEASA. **Programas: banco de alimentos do CEASA**. 2014. Disponível em: <http://www.ceasa.rj.gov.br/ceasa_portal/view/banco_ceasa.asp>. Acesso em: 01/mar./17.

CEBOLA. 2015. Disponível em: <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/estudos_lupa/Perfil_da_Olericultura_SP_2011-2012.pdf>. Acesso em: 02/jun./15.

CEDERBERG, C. **Greenhouse gas emissions from Swedish consumption of meat, milk and eggs 1990 and 2005**. Göteborg: SIK - Institutet för livsmedel och bioteknik, 2009. ISBN: 978-91-7290-285-5.

CEDERBERG, C. **Klimatavtryck av ekologiska jordbruksprodukter**. Göteborg: SIK - Institutet för livsmedel och bioteknik, 2011. ISBN: 978-91-7290-303-6.

CENOURA. 2015. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Cenoura/Cenoura_Daucus_Carota/importancia_economica.html>. Acesso em: 02/jun./15.

CLEARY, J. **The incorporation of waste prevention activities into life cycle assessments of municipal solid waste management systems: methodological issues**. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [s.l.], v. 15, no 6, p. 579–589, 2010. ISSN: 0948-3349, 1614-7502, DOI: 10.1007/s11367-010-0186-1.

CLEARY, J. **A life cycle assessment of residential waste management and prevention**. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [s.l.], v. 19, no 9, p. 1607–1622, 2014. ISSN: 0948-3349, 1614-7502, DOI: 10.1007/s11367-014-0767-5.

CLUNE, S.; CROSSIN, E.; VERGHESE, K. **Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories**. *Journal of Cleaner Production*, [s.l.], v. 140, p. 766–783, 2017. ISSN: 09596526, DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.04.082.

COELHO. **Erradicar a fome é muito barato**. 2018. Disponível em: <<https://www.publico.pt/2018/02/11/mundo/entrevista/erradicar-a-fome-e-muito-barato-1802585>> Acesso em: 14/jan./18.

COMIDA INVISÍVEL. **Comida Invisível**. 2017. Disponível em: <<https://comidainvisivel.com.br/sobre/>>. Acesso em: 06/fev./17.

CONAB. 2017. Disponível em: <<http://dw.ceasa.gov.br/>>. Acesso em: 17/fev./17.

CORRADO, S. et al. **Modelling of food loss within life cycle assessment: From current practice towards a systematisation**. *Journal of Cleaner Production*, [s.l.], 2016. ISSN: 09596526, DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.06.050.

COSTA, C. C.; GUILHOTO, J. J. M.; BURNQUIST, H. L. **Impactos Socioeconômicos de Reduções nas Perdas Pós-colheita de Produtos Agrícolas no Brasil**. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, [s.l.], v. 53, no 3, p. 395–408, 2015. ISSN: 1806-9479, DOI: 10.1590/1234-56781806-9479005303002.

CRISTÓBAL, J. et al. **Prioritizing and optimizing sustainable measures for food waste prevention and management**. *Waste Management*, [s.l.], 2017. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2017.11.007.

DAVIS, J. et al. **Generic strategy LCA and LCC - Guidance for LCA and LCC focused on prevention, valorisation and treatment of side flows from the food supply chain.** SP Rapport, [s.l.], 2017. ISBN: 978-91-88349-84-2.

DIRECTIVE 2008/98/EC. **European Parliament and Council, Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 Novembre 2008 on Waste and Repealing Certain Directives.** 2008.

DOLCI, G. et al. **Life cycle assessment of waste prevention in the delivery of pasta, breakfast cereals, and rice: Environmental Assessment of Dry Food Distribution.** *Integrated Environmental Assessment and Management*, [s.l.], v. 12, no 3, p. 445–458, 2016. ISSN: 15513777, DOI: 10.1002/ieam.1756.

EDINGTON, I. et al. **Do campo a cidade: soluções para o desperdício de alimentos.** *EcoD - Especial Meio Ambiente 2013*, [s.l.], p. 1-30, 2013.

EEA. **European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production.** 2011. Disponível em: <<http://scp.eionet.europa.eu/themes/lca>>. Acesso em: 09/abr./14.

EKVALL, T. et al. **What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management.** *Waste Management*, [s.l.], v. 27, no 8, p. 989–996, 2007. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2007.02.015.

EMBRAPA. **Redução de perdas pós-colheita de frutas e hortaliças no Brasil.** Edital Projeto Agropensa. 2015.

EMBRAPA. **Perdas e desperdício de alimentos.** 2016. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/tema-perdas-e-desperdicio-de-alimentos/sobre-o-tema>>. Acesso em: 06/jan./17.

EPA. **The waste hierarchy.** 2015. Disponível em: <<http://www.epa.nsw.gov.au/wastestrategy/waste-hierarchy.htm>>. Acesso em: 21/fev./17.

EPE. **Balanço Energético Nacional, Relatório Síntese 2015.** Empresa de Pesquisa Energética. 2016. Disponível em: <<http://www.cbdb.org.br/informe/img/63socios7.pdf>>. Acesso em: 27/nov./16.

ERIKSSON, M.; STRID, I.; HANSSON, P.-A. **Carbon footprint of food waste management options in the waste hierarchy – a Swedish case study.** *Journal of Cleaner Production*, [s.l.], v. 93, p. 115–125, 2015. ISSN: 09596526, DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.01.026.

ERIKSSON, M.; STRID, I.; HANSSON, P.-A. **Food waste reduction in supermarkets – Net costs and benefits of reduced storage temperature.** *Resources*,

Conservation and Recycling, [s.l.], v. 107, p. 73–81, 2016. ISSN: 09213449, DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.11.022.

ERVILHA. 2015. Disponível em: <<http://www.ruralnews.com.br/visualiza.php?id=105>>. Acesso em: 02/jun./15.

FAO. **How to feed the world in 2050**. 2009. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/expert_paper/How_to_Feed_the_World_in_2050.pdf>. Acesso em: 17/set./15.

FAO. **Global food losses and food waste-FAO report**. 2011. Disponível em: <<http://www.2degreesnetwork.com/preview/resource/global-food-losses-and-food-waste-fao-report/>>. Acesso em: 17/set./15.

FAO. **Working document: Food Wastage Footprint: impact on natural resources - Technical Report**. 2013. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-ar429e.pdf>>. Acesso em: 21/jul./15.

FAO. **Save Food: Global Initiative on Food Loss and Waste Reduction**. 2014. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/save-food/PDF/FLW_Definition_and_Scope_2014.pdf>. Acesso em: 21/jul./15.

FAO. **Pérdidas y desperdicios de alimentos en América Latina y el Caribe**. 2015a. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i4655s.pdf>>. Acesso em: 21/jul./15.

FAO. **The State of Food Insecurity in the World 2015**. 2015b. Disponível em: <<http://www.fao.org/hunger/en/>>. Acesso em: 21/jul./15.

FAO. **The state of food security and nutrition in the world 2017: building resilience for peace and food security**. 2017. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-I7695e.pdf>>. Acesso em: 17/nov./17.

FAOSTAT. **Food Balance Sheets**. 2012. Disponível em: <<http://faostat.fao.org>>. Acesso em: 10/abr./16.

FAVELA ORGÂNICA. **Favela Orgânica**. 2014. Disponível em: <www.favelaorganica.com>. Acesso em: 01/mar./17.

FEIJÃO. 2015. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/vegetal/culturas/feijao>>. Acesso em: 02/jun./15.

FINNVEDEN, G. et al. **Recent developments in Life Cycle Assessment**. *Journal of Environmental Management*, [s.l.], v. 91, no 1, p. 1–21, 2009. ISSN: 03014797, DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.06.018.

FREIRE, M. **Agricultura: Boas práticas no plantio, colheita, transporte e armazenamento dos alimentos**. 2016. Disponível em:

<<http://www.firjan.com.br/eventos/sustentabilidade-e-alimentacao-o-caminho-para-a-reducao-do-desperdicio.htm>>. Acesso em: 15/abr./16.

FUTURE FOOD 2050. **Alternative protein sources**. 2017. Disponível em: <<http://futurefood2050.com/interviews/alternative-protein-sources/>>. Acesso em: 03/mar./17.

FUSIONS. **Social Innovation Projects**. 2016. Disponível em: <www.eu-fusions.org/index.php/social-innovations>. Acesso em: 27/set./17.

FVM. **Climate and food - carbon footprint**. 2009. Disponível em: <http://en.fvm.dk/fileadmin/user_upload/ENGLISH_FVM.DK/Themes/climate_change_and_food/Carbon_Footprint_data.pdf>. Acesso em: 21/maio/16.

GARNETT, T. **Fruit and vegetables & uk greenhouse gas emissions: exploring the relationship**. Working Paper. Centre for Environmental Strategy: University of Surrey, 2006. Disponível em: <http://www.fcrn.org.uk/sites/default/files/Fruitnveg_paper_2006.pdf>.

GARNETT, T. **Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)?** *Food Policy*, [s.l.], v. 36, p. S23–S32, 2011. ISSN: 03069192, DOI: 10.1016/j.foodpol.2010.10.010.

GASTROMOTIVA. **Refettorio Gastromotiva**. 2017. Disponível em: <<http://www.refettoriogastromotiva.org/>>. Acesso em: 06/fev./17.

GASTRONOMIA RESPONSÁVEL. **Gastronomia responsável**. 2014. Disponível em: <<http://www.gastronomiaresponsavel.com.br/>>. Acesso em: 01/mar./17.

GEMECHU, E. D. et al. **A comparison of the GHG emissions caused by manufacturing tissue paper from virgin pulp or recycled waste paper**. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [s.l.], v. 18, no 8, p. 1618–1628, 2013. ISSN: 0948-3349, 1614-7502, DOI: 10.1007/s11367-013-0597-x.

GENTIL, E. C.; GALLO, D.; CHRISTENSEN, T. H. **Environmental evaluation of municipal waste prevention**. *Waste Management*, [s.l.], v. 31, no 12, p. 2371–2379, 2011. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2011.07.030.

GHARFALKAR, M. et al. **Analysis of waste hierarchy in the European waste directive 2008/98/EC**. *Waste Management*, [s.l.], v. 39, p. 305–313, 2015. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2015.02.007.

GLOBO. **Agricultores jogam tomate fora: produção aumentou e preço desabou**. *Jornal Nacional*. [s.d.]. Disponível em: <<http://g1.globo.com/jornal-nacional/noticia/2017/01/agricultores-jogam-tomate-fora-producao-aumentou-e-preco>>.

desabou.html?utm_source=facebook&utm_medium=social&utm_campaign=jn>.
Acesso em: 17/jan./17.

GREENDELTA. **OpenLCA Databases**. 2017. Disponível em:
<<https://nexus.openlca.org/databases>>. Acesso em: 23/out./17.

GUSTAVSSON, J. **The Climate Change Impact of Retail Waste from Horticultural Products**. Master of Science in environmental Science - Göteborgs Universitet, 2010.

HANSON, C. et al. **Food Loss and Waste Accounting and Reporting Standard**. [s.l.]: World Resources Institute, The Consumer Goods Forum, Food and Agriculture Organization of the United Nations, EU-FUSIONS project, United Nations Environment Programme, The Waste and Resources Action Programme, World Business Council for Sustainable Development, 2016.

HISPACOOOP. **Estudio sobre el desperdicio de alimentos en los hogares**. 2012. Disponível em: <<http://www.hispacoop.org/desperdicios/wp-content/uploads/2013/11/ResumenEjecutivo-DesperdiciodeAlimentarioenHogares-HISPACOOOP.pdf>>. Acesso em: 10/dez./14.

HOOLOHAN, C. et al. **Mitigating the greenhouse gas emissions embodied in food through realistic consumer choices**. *Energy Policy*, [s.l.], v. 63, p. 1065–1074, 2013. ISSN: 03014215, DOI: 10.1016/j.enpol.2013.09.046.

IBGE. **Indicadores Agropecuários 1996-2003**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv5414.pdf>>. Acesso em: 10/nov./15.

IBICT. **Histórico da ACV**. *Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia*. 2017. Disponível em: <<http://acv.ibict.br/acv/historico-da-acv/>>. Acesso em: 11/nov./17.

INÁCIO, C. et al. **Dinâmica de O₂, CO₂ e CH₄ em Leiras Estáticas de Compostagem**. [s.l.], 2012. DOI: 10.13140/2.1.2768.0329.

INGWERSEN, W. W. **Life cycle assessment of fresh pineapple from Costa Rica**. *Journal of Cleaner Production*, [s.l.], v. 35, p. 152–163, 2012. ISSN: 09596526, DOI: 10.1016/j.jclepro.2012.05.035.

INSTITUTO AKATU. **Diálogos Akatu: O fome zero e o consumo consciente de alimentos**. 4, [s.l.], p. 72, 2003. ISSN: 1677-8294.

INSTITUTO AKATU. **A nutrição e o consumo consciente**. Caderno temático. Instituto Akatu. 2012.

IPCC AR5. **Global Warming Potential Values. GreenHouse Gas Protocol.** 2018. Disponível em: <http://www.ghgprotocol.org/sites/default/files/ghgp/Global-Warming-Potential-Values%20%28Feb%2016%202016%29_1.pdf>. Acesso em: 17/jan./18.

IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos - Relatório de Pesquisa.** Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2012.

ISO. **ISO 14040:2006 - Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework.** Suíça. 2006a.

ISO. **ISO 14044:2006 - Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines.** Suíça. 2006b.

JRC. **Environmental Assessment of Municipal Waste Management Scenarios: Part II – Detailed Life Cycle Assessments.** 2007. Disponível em: <<http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/waste-part-II-Detailed-LCAs.pdf>>. Acesso em: 21/jan./17.

JRC. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance.** 2010. Disponível em: <<http://ict.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAIL-online-12March2010.pdf>>. Acesso em: 30/out./16.

KATAJAJUURI, J.-M. et al. **Food waste in the Finnish food chain.** *Journal of Cleaner Production*, [s.l.], v. 73, p. 322–329, 2014. ISSN: 09596526, DOI: 10.1016/j.jclepro.2013.12.057.

KING, M. F.; GUTBERLET, J.; SILVA, D. M. **Contribuição de cooperativas de reciclagem para a redução de emissão de gases de efeito estufa.** [s.l.]: [s.n.], 2013. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/livros/livros/160331_livro_catadores_cap_22.pdf>. Acesso em: 19/jan./17.

KNUDSEN, M. T. et al. **Life Cycle Assessment (LCA) of organic food and farming systems.** RTOACC workshop at FAO, Rome Italy, 2010.

KUMMU, M. et al. **Lost food, wasted resources: Global food supply chain losses and their impacts on freshwater, cropland, and fertiliser use.** *Science of The Total Environment*, [s.l.], v. 438, p. 477–489, 2012. ISSN: 00489697, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.092.

LANA, M. M. **Pesquisas da Embrapa buscam formas de evitar o desperdício de alimentos - Conexão Ciência.** 2014. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/ciencia-e-tecnologia/2014/08/pesquisas-da-embrapa-buscam-formas-de-evitar-o-desperdicio-de-hortalicas-e-frutas>>. Acesso em: 19/jan./17.

LANGLEY, J. et al. **Food for Thought? — A UK pilot study testing a methodology for compositional domestic food waste analysis.** [s.l.], v. 28, no 3, p. 220–227, 2009.

LARANJA. 2015. Disponível em:
<https://pt.wikipedia.org/wiki/Produ%C3%A7%C3%A3o_de_laranja_no_Brasil>.
Acesso em: 02/jun./15.

LAURENT, A.; OLSEN, S. I.; HAUSCHILD, M. Z. **Carbon footprint as environmental performance indicator for the manufacturing industry.** *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, [s.l.], v. 59, no 1, p. 37–40, 2010. ISSN: 00078506, DOI: 10.1016/j.cirp.2010.03.008.

LAURENT, Alexis et al. **Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives.** *Waste Management*, [s.l.], v. 34, no 3, p. 573–588, 2014. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2013.10.045.

LEBERSORGER, S.; SCHNEIDER, F. **Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies.** *Waste Management*, [s.l.], v. 31, no 9–10, p. 1924–1933, 2011. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2011.05.023.

LENTILHA. 2015. Disponível em:
<<http://www.cnph.embrapa.br/public/textos/texto4.html>>. Acesso em: 02/jun./15.

LEONARDO ENERGY. **LCA, carbon footprint, and ecological footprint.** 2008. Disponível em: <<http://www.leonardo-energy.org/lca-carbon-footprint-and-ecological-footprint>>. Acesso em: 11/maio/12.

LEVIS, J. W.; BARLAZ, M. A. **What Is the Most Environmentally Beneficial Way to Treat Commercial Food Waste?** *Environmental Science & Technology*, [s.l.], v. 45, no 17, p. 7438–7444, 2011. ISSN: 0013-936X, 1520-5851, DOI: 10.1021/es103556m.

LIMÃO. 2015. Disponível em:
<<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/119233/1/00013440.pdf>>. Acesso em: 02/jun./15.

LIVSMEDELSVERKET. **På väg mot miljöanpassade kostråd Vetenskapligt underlag inför miljökonsekvensanalysen av Livsmedelsverkets kostråd.** 2008. Disponível em:
<https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/rapporter/2008/2008_livsmedelsverket_9_miljoanpassade_kostrad.pdf>. Acesso em: 20/jul./16.

LORENZI, C. O. et al. **Embalagens de HF no Brasil.** 2014. Disponível em:
<<http://www.hfbrasil.org.br/br/revista/acessar/capa/embalagens-de-hf-das-de-sempre-para-as-sofisticadas.aspx>>. Acesso em: 19/jan./17.

LUENGO, R.; CALBO, A.. **Embalagens para comercialização de hortaliças e frutas**. 2006. Brasília. ISSN: 1415-3033

MA, B. L. et al. **The carbon footprint of maize production as affected by nitrogen fertilizer and maize-legume rotations**. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, [s.l.], v. 94, no 1, p. 15–31, 2012. ISSN: 1385-1314, 1573-0867, DOI: 10.1007/s10705-012-9522-0.

MAÇÃ. 2015. Disponível em: <<http://www.sebrae.com.br/sites/PortalSebrae/artigos/O-cultivo-e-o-mercado-da-ma%C3%A7%C3%A3>>. Acesso em: 02/jun./15.

MAGER, A. H. **Estudos de perdas na produção e na comercialização agrícola**. 2000. Dissertação (Mestrado) - Programa de Engenharia de Produção, COPPE, Rio de Janeiro, Brasil.

MAGRAMA. **Catálogo de iniciativas nacionales e internacionales sobre el desperdicio alimentario**. 2014. Disponível em: <http://www.aecosan.msssi.gob.es/AECOSAN/docs/documentos/tema_interes/CATALOGO_DE_INICIATIVAS_2014_baja.pdf>. Acesso em: 21/nov./16.

MANDIOCA. 2015. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Mandioca/mandioca_centrosul/cultivares.htm>. Acesso em: 02/jun./15.

MANFREDI, S. et al. **Supporting environmentally sound decisions for bio-waste management: a practical guide to Life Cycle Thinking (LCT) and Life Cycle Assessment (LCA)**. Luxembourg: Publications Office, 2011. ISBN: 978-92-79-21018-1.

MANFREDI, S.; TONINI, D.; CHRISTENSEN, T. H. **Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling**. *Resources, Conservation and Recycling*, [s.l.], v. 55, no 11, p. 995–1004, 2011. ISSN: 09213449, DOI: 10.1016/j.resconrec.2011.05.009.

MAPA. **Projeções do Agronegócio Brasil 2014/15 a 2024/25**. Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento, p. 1-133, 2015.

MATSUDA, T. et al. **Life-cycle greenhouse gas inventory analysis of household waste management and food waste reduction activities in Kyoto, Japan**. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [s.l.], v. 17, no 6, p. 743–752, 2012. ISSN: 0948-3349, 1614-7502, DOI: 10.1007/s11367-012-0400-4.

MELANCIA. 2015. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Melancia/SistemaProducaoMelancia/socioeconomia.htm#geografia>>. Acesso em: 02/jun./15.

MILHO. 2015. Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/milho_6_ed/manejomilho.htm>. Acesso em: 02/jun./15.

MMA. **1º INVENTÁRIO NACIONAL DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS POR VEÍCULOS AUTOMOTORES RODOVIÁRIOS**. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf>. Acesso em: 23/out./17.

MMA. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. 2010. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/pol%C3%ADtica-de-res%C3%ADduos-s%C3%B3lidos>>. Acesso em: 23/out./17.

MME. **Ministério de Minas e Energia**. 2015. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br/>>. Acesso em: 25/abr./15.

MORDINI, M.; NEMECEK, T.; GAILLARD, G. **Carbon and water footprint of oranges and strawberries - A literature review**. [s.l.]: Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, 2009.

MUÑOZ, I.; SCHMIDT, J.; DALGAARD, R. **Comparative life cycle assessment of five different vegetable oils**. In: **Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector**. San Francisco, CA, US: [s.n.], 2014.

NAÇÕES UNIDAS. 2017. **Sustainable Development Goals**. Disponível em: <<http://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>> Acesso em 14/fev./18.

NEMECEK, T. et al. **Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next?** *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [s.l.], v. 21, no 5, p. 607–620, 2016. ISSN: 0948-3349, 1614-7502, DOI: 10.1007/s11367-016-1071-3.

NESSI, S.; RIGAMONTI, L.; GROSSO, M. **LCA of waste prevention activities: A case study for drinking water in Italy**. *Journal of Environmental Management*, [s.l.], v. 108, p. 73–83, 2012. ISSN: 03014797, DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.04.025.

NIELSEN, P. et al. **LCA Food Database**. Dinamarca, 2003. Disponível em: <<http://gefionau.dk/lcafood/>>. Acesso em: 20/jul./16.

NOTARNICOLA, B. et al. **The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges**. *Journal of Cleaner Production*, [s.l.], v. 140, p. 399–409, 2017. ISSN: 09596526, DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.06.071.

OLDFIELD, T.; HOLDEN, N. M. **An evaluation of upstream assumptions in food-waste life cycle assessments**. San Francisco, CA, US: [s.n.], 2014. Disponível em: <<http://lcafood2014.org/papers/23.pdf>>.

OLIVEIRA, F. M. De; BRUNHARA, B. dos S. **Cultura do desperdício**. *Simposio Internacional de Ciências Integradas da UNAERP Campus Guarujá*, [s.l.], p. 1–12, 2006.

ORNELLAS, L. H.; KAJISHIMA, S.; VERRUMA-BERNARDI, M. R. **Técnicas dietética seleção e preparo de alimentos**. São Paulo: Atheneu, 2007. ISBN: 978-85-7454-092-4.

OVOS. 2015. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/cias/index.php?option=com_content&view=article&id=58>. Acesso em: 02/jun./15.

PALLANTE, Maurizio. **Inteligência e criatividade na redução do desperdício**. In: CASALI, L. *Cozinhando sem desperdício: receitas sustentáveis para o gourmet consciente*. 1 ed. São Paulo: Alaúde Editorial, 2013. 237 p. ISBN: 978-85-7881-195-2. P. 8-9

PALMITO. 2015. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPF-2009-09/42550/1/Circular143.pdf>>. Acesso em: 02/jun./15.

PAPARGYROPOULOU, E. et al. **The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste**. *Journal of Cleaner Production*, [s.l.], v. 76, p. 106–115, 2014. ISSN: 09596526, DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.04.020.

PARFITT, J.; BARTHEL, M.; MACNAUGHTON, S. **Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050**. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, [s.l.], v. 365, n° 1554, p. 3065–3081, 2010. ISSN: 0962-8436, 1471-2970, DOI: 10.1098/rstb.2010.0126.

PARLAMENTO EUROPEU. **Resolução Europeia: “Como evitar o desperdício de alimentos: estratégias para melhorar a eficiência da cadeia alimentar na UE”**. 2011. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX:52012IP0014>>. Acesso em: 23/out./17.

PEIXOTO, M.; PINTO, H. S. **Desperdício de Alimentos: questões socioambientais, econômicas e regulatórias**. 2016. Disponível em: <www.senado.leg.br/estudos>. Acesso em: 04/jul./16.

PGPA. **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da cidade de Porto Alegre, Volume 1 – Diagnóstico e Prognóstico**. Porto Alegre, 2013a. 393 p.

PGPA. **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da cidade de Porto Alegre, Volume 2 – Planejamento**. Porto Alegre, 2013b. 145 p.

PGSP. **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da cidade de São Paulo**. São Paulo, 2012. 456 p.

PINTADO. 2015. Disponível em: <<http://www.cpt.com.br/cursos-criacaodepeixes/artigos/peixes-de-agua-doce-do-brasil-pintado-pseudoplatystoma-corruscans>>. Acesso em: 02/jun./15.

PORPINO, G.; PARENTE, J.; WANSINK, B. **Food waste paradox: antecedents of food disposal in low income households**. *International Journal of Consumer Studies*, [s.l.], v. 39, no 6, p. 619–629, 2015. ISSN: 14706423, DOI: 10.1111/ijcs.12207.

PORTER, S. D. et al. **A half-century of production-phase greenhouse gas emissions from food loss & waste in the global food supply chain**. *Science of The Total Environment*, [s.l.], 2016. ISSN: 00489697, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.041.

PRÉ CONSULTANTS. **SimaPro Database Manual: methods library**. 2016. Disponível em: <<https://www.pre-sustainability.com/download/DatabaseManualMethods.pdf>>. Acesso em: 23/out./17.

PROIETTI, S. et al. **ECO2LIO: Carbon Footprint of Extra Virgin Olive oil for a sustainable production chain**. 2015. Disponível em: <<http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.1.4199.3443>>. Acesso em: 19/out./17. DOI: 10.13140/RG.2.1.4199.3443.

PROJETO SATISFEITO. **Projeto Satisfeito**. 2014. Disponível em: <<http://www.satisfeito.com/>>. Acesso em: 01/mar./17.

QUESTED, T. E. et al. **Food and drink waste from households in the UK**. *Nutrition Bulletin*, [s.l.], v. 36, no 4, p. 460–467, 2011. ISSN: 1467-3010, DOI: 10.1111/j.1467-3010.2011.01924.x.

QUESTED, T.; JOHNSON, H. **Household food and drink waste in the UK: final report**. Banbury: Wastes & Resources Action Programme (WRAP), 2009. ISBN: 978-1-84405-430-5.

RAYMOND, R. T. **IFRF Handbook**. 2005. Disponível em: <<http://www.handbook.ifrf.net/handbook/cf.html?id=283>>. Acesso em: 07/maio/12.

REFED. **A roadmap to reduce U.S. Food Waste by 20 percent**. 2016. Disponível em: <<http://www.refed.com>>. Acesso em: 17/set./17.

ROVERE, E. L. L.; BASTO OLIVEIRA, L.; MACHADO, S. **Diagnóstico preliminar de resíduos sólidos da cidade do Rio de Janeiro**. Relatório Executivo. Universidade

Federal do Rio de Janeiro COPPE – Programa de Planejamento Energético/Centro Clima, 2015.

RUIZ, R. **Som conscients del malbaratament alimentari que generem? Percepció social i proposta de mesura.** 92 p. Dissertação (Mestrado), Sustentabilidade - Universitat Politècnica de Catalunya, UPC, 2013.

SALHOFER, S. et al. **Potentials for the prevention of municipal solid waste.** *Waste Management*, [s.l.], v. 28, no 2, p. 245–259, 2008. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2007.02.026.

SALMÃO. 2015. Disponível em: <<http://www.sea-distances.org/>>. Acesso em: 02/jun./15.

SANCHEZ, V. M. et al. **Life-Cycle Costing of Food Waste Management in Denmark: Importance of Indirect Effects.** *Environmental Science & Technology*, [s.l.], v. 50, no 8, p. 4513–4523, 2016. ISSN: 0013-936X, 1520-5851, DOI: 10.1021/acs.est.5b03536.

SANDERS, K. T.; WEBBER, M. E. **A comparative analysis of the greenhouse gas emissions intensity of wheat and beef in the United States.** *Environmental Research Letters*, [s.l.], v. 9, no 4, p. 044011, 2014. ISSN: 1748-9326, DOI: 10.1088/1748-9326/9/4/044011.

SARAIVA, A. B. et al. **Comparative lifecycle assessment of mango packaging made from a polyethylene/natural fiber-composite and from cardboard material.** *Journal of Cleaner Production*, [s.l.], v. 139, p. 1168-1180, 2016. ISSN: 0959-6526, DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.08.135

SAVE FOOD. **Seminário Sem Desperdício.** Museu do Arte do Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <<https://www.semdesperdicio.org/>>. Acesso em: 20/dez./17.

SCHERHAUFER, S. et al. **Criteria for and baseline assessment of environmental and socio-economic impacts of food waste: final report.** [s.l.]: [s.n.], 2015. ISBN: 978-3-900932-32-9.

SCHNEIDER, F. **Review of food waste prevention on an international level.** *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Waste and Resource Management*, [s.l.], v. 166, no 4, p. 187–203, 2013a. ISSN: 1747-6526, 1747-6534, DOI: 10.1680/warm.13.00016.

SCHNEIDER, F. **The evolution of food donation with respect to waste prevention.** *Waste Management*, [s.l.], v. 33, no 3, p. 755–763, 2013b. ISSN: 0956053X, DOI: 10.1016/j.wasman.2012.10.025.

SCHOTT, A.; ANDERSSON, T. **Food waste minimization from a life-cycle perspective.** *Journal of Environmental Management*, [s.l.], v. 147, p. 219–226, 2015. ISSN: 03014797, DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.07.048.

SCHOTT, A.; CÁNOVAS, A. **Current practice, challenges and potential methodological improvements in environmental evaluations of food waste prevention – A discussion paper.** *Resources, Conservation and Recycling*, [s.l.], v. 101, p. 132–142, 2015. ISSN: 09213449, DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.05.004.

SEA. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos.** Rio de Janeiro, 2014.

SEABRA, J. E. A. et al. **Life cycle assessment of Brazilian sugarcane products: GHG emissions and energy use.** *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, [s.l.], v. 5, no 5, p. 519–532, 2011. ISSN: 1932104X, DOI: 10.1002/bbb.289.

SETAC. **A Technical Framework for Life Cycle Assessments.** *Society of environmental toxicology and chemistry*. Pensacola, 1991.

SILVA JUNIOR, V.; CHERUBINI, E.; SOARES, S. **Comparison of two production scenarios of chickens consumed in France.** Saint-Malo, France: [s.n.], 2012.

SLOW FOOD BRASIL. **Slow Food - O movimento.** 2007. Disponível em: <<http://www.slowfoodbrasil.com/slowfood/o-movimento>>. Acesso em: 03/jan./17.

SOARES, A. G. **Desperdício de Alimentos no Brasil – um desafio político e social a ser vencido.** 2000. Disponível em: <<http://atividaderural.com.br/artigos/508fc56454d19.pdf>>. Acesso em: 03/jan./17.

SOUTO RIBEIRO, W. et al. **Perdas pós-colheita de Pimentão (*Capsicum annuum*) no mercado atacadista da EMPASA-CG.** *Tecnologia & Ciência Agropecuária*, [s.l.], v. 5, no 1, p. 53–56, 2011.

SUÍNA. 2015. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>>. Acesso em: 02/jun./15.

TESEC. **Think eat save student challenge.** 2017. Disponível em: <<http://www.thinkeatsave.org/studentchallenge/>>. Acesso em: 10/jun./17.

TOMATE. 2015. Disponível em: <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/estudos_lupa/Perfil_da_Olericultura_SP_2011-2012.pdf>. Acesso em: 02/jun./15.

TR-2010-054. **Preparatory study on food waste across EU 27.** Technical Report. [s.l.]: [s.n.], 2011. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/bio_foodwaste_report.pdf>. Acesso em: 10/dez./14.

TRIGO. Cultivo de trigo duro no Brasil. 2015. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/publicacoes/agronomico/pdf/trigoduro.pdf>>. Acesso em: 02/jun./15.

TYEDMERS, P. **Climate Objectives and Food System Sustainability: The Case of Salmon**. Chicago: [s.n.], 2009.

UNGER, N. et al. **Methodology for evaluating environmental sustainability**. [s.l.], 2016. ISBN: 978-3-900932-39-8.

UNIÃO EUROPEIA. **Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 19 de Novembro de 2008 relativa aos resíduos**. 2008. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=en>>. Acesso em: 21/fev./17.

VELLOSO, R. **Comida é o que não falta**. *Superinteressante*. 2002. Disponível em: <<http://super.abril.com.br/cultura/comida-e-o-que-nao-falta/>>. Acesso em: 03/jan./16.

VENKAT, K. **The climate change and economic impacts of food waste in the United States**. *International Journal on Food System Dynamics*, [s.l.], v. 2, no 4, p. 431–446, 2012.

WATANABE, H. S. Evolução do número das embalagens de frutas e hortaliças na CEAGESP de 2004 a 2014 e padronização de medidas. CEAGESP, São Paulo, 2014.

WED. **World Environment Day**. 2017. Disponível em: <<http://www.un.org/en/events/environmentday/>>. Acesso em: 05/jun./17.

WERNET, G. et al. **The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology**. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [s.l.], v. 21, no 9, p. 1218–1230, 2016. ISSN: 0948-3349, 1614-7502, DOI: 10.1007/s11367-016-1087-8.

WIVSTAD, M.; CEDERBERG, C.; SONESSON, U. **Användning och beroende av bekämpningsmedel i vattenskyddsområden**. Göteborg: SIK, 2009. ISBN: 978-91-7290-274-9.

WRAP. **Waste Arisings in the Supply of Food and Drink to Households in the UK**. 2010. Disponível em: <<http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Waste%20arisings%20in%20the%20supply%20of%20food%20and%20drink%20toUK%20households,%20Nov%202011.pdf>>. Acesso em: 28/out./16.

XUE, L. et al. **Missing Food, Missing Data? A Critical Review of Global Food Losses and Food Waste Data**. *Environmental Science & Technology*, [s.l.], v. 51, no 12, p. 6618–6633, 2017. ISSN: 0013-936X, 1520-5851, DOI: 10.1021/acs.est.7b00401.